



**SECRÉTARIAT D'ÉTAT
CHARGÉ DE LA MER**

*Liberté
Égalité
Fraternité*



Sustainable restoration in urban marine coastal AREas

Rapport final

Fiche documentaire

Sustainable restoration in urban marine coastal Areas : rapport final

Référence interne :

Date de publication :

Diffusion :

Version : 1.0.0

libre (internet)

restreinte (intranet) – date de levée
d’embargo : AAA/MM/JJ

Langue(s) : Français

interdite (confidentielle) – date de levée
de confidentialité : AAA/MM/JJ

Résumé/ Abstract :

La stratégie pour la restauration écologique de Méditerranée, validé en 2019, a fait un premier bilan des opérations de restaurations écologiques existantes. Après plus de 10 ans de recul, le projet SAR (Sustainable restoration in urban marine coastal AREas) cherche à évaluer l’impact écologique réel à moyenne échelle de mesures de restauration écologique, notamment des projets de réhabilitation d’une fonction de nourricerie de poissons en milieu portuaire, et de la comparer d’un point de vue théorique à celle d’autres mesures de conservation, notamment de protection. Le projet porte sur :

- ✓ le développement d’outils vidéo pour le suivi des populations de poissons en zone côtière,
- ✓ l’adaptation d’un modèle de dynamique des populations à des espèces très côtières permettant de tester des scénarios de gestion.

Les travaux ont été lancés fin 2021 et se sont poursuivis sur 2 années. Ce document est le rapport final du projet SAR.

Mots-clés/ Key words :

Restauration, réhabilitation, zone côtière, port, poissons, *Diplodus sargus*, nourriceries.

Commanditaire du rapport : DRIM Méditerranée

Nom / référence du contrat :

Rapport intermédiaire

Rapport définitif

Projets dans lesquels ce rapport s'inscrit (programme européen, campagne, etc.) :

Auteur(s) / adresse mail

Affiliation / Direction / Service,
laboratoire

Joubert Etienne

ODE/UL/LER-PAC

Bouchoucha Marc

ODE/UL/LER-PAC

Encadrement(s) :

Destinataire : Délégation Interrégionale de la mer Méditerranée

Validé par : Marc Bouchoucha

Sommaire

Table des matières

Contexte et objectifs	5
Contexte et objectifs du projet SAR.....	5
Matériel et Méthodes	7
Zone d'étude : de la rade de Toulon aux îles d'Hyères.....	7
Espèce modèle : le sar commun (<i>Diplodus sargus sargus</i>).....	7
Le simulateur ISIS-Fish	8
Sous-modèle de dynamique des populations de <i>D. sargus</i>	9
Structure de la population :	9
1.1.1 Reproduction et recrutement.....	10
1.1.1 Mortalité naturelle de <i>D. sargus</i>	12
Sous-modèle d'exploitation de <i>D. sargus</i>	12
Engins et métiers.....	12
1.1.1 Types de navire, flottilles et stratégies de pêche	13
1.1.1 Accessibilité de la ressource	14
Analyse de sensibilité du modèle	14
Caractérisation des habitats de vie du sar commun.....	15
Cartographie des habitats de vie du sar commun.....	15
Protocole de recensement.....	16
Acquisition de vidéos sous-marines.....	16
Transects en plongée	18
RESULTATS ET DISCUSSION	19
Estimation des abondances de <i>D. sargus</i> sur la zone d'étude.....	19
Modélisation de la situation actuelle et résultats du modèle de référence.....	19
Prise en compte de la variabilité des paramètres et obtention d'un panel de simulations constituant la « population initiale »	21
Prise en compte des opérations de réhabilitation écologique en zone portuaire et évaluation de leurs impacts sur les populations de <i>D. sargus</i>	22
Modélisation des opérations de réhabilitation écologique en zone portuaire	22
Conclusion	25
BIBLIOGRAPHIE	27

Contexte et objectifs

Contexte et objectifs du projet SAR

Ces dernières décennies, diverses réglementations, qu'elles soient nationales (loi sur l'eau et les milieux aquatiques, loi Grenelle) ou européennes (DCE, DCSMM...), ont posé un cadre législatif dans lequel le maintien, et le cas échéant, l'atteinte du bon état écologique des masses d'eau est une priorité. Ces préoccupations sont d'autant plus fortes dans les milieux marins côtiers qui sont généralement soumis à d'importantes contraintes anthropiques, mais également en tant que lieux d'enjeux économiques majeurs. Dans ce contexte, l'engagement des pays dans des approches de restauration écologique est croissant. Pour mettre en œuvre le "Pacte vert européen", la Commission européenne a présenté le 22 juin 2022 une proposition de règlement pour la restauration de la nature. Celle-ci fournit une définition de la "restauration de la nature" et propose un objectif général de restauration pour tous les écosystèmes endommagés d'ici 2050. Pour y parvenir, la Commission propose une série d'obligations à la charge des États membres et des objectifs précis et chiffrés, déclinés dans des plans nationaux de restauration. La restauration écologique devrait donc devenir de plus en plus prépondérante dans les années à venir.

Au cours de la dernière décennie, au niveau mondial, un nombre important d'études et de travaux autour de la restauration écologique *sensu lato* en zone côtière ont vu le jour. Une simple recherche bibliographique fait ressortir plus de 1 000 articles scientifiques sur la période. La Méditerranée française ne fait pas exception. Depuis 2010, de nombreux travaux scientifiques, thèses, études pilotes et sites ateliers ont permis de faire progresser significativement notre niveau de connaissance et ont conduit à l'émergence de solutions techniques de restauration. Grâce à cela, une filière locale de génie écologique s'est développée, des PME, des bureaux d'étude et des grands groupes ont étoffé leurs offres, un cadre administratif pour les projets a été proposé, et plusieurs actions concrètes ont été menées. Malgré cela, la restauration écologique peine encore à s'imposer et un certain scepticisme demeure, en particulier au sein de la communauté scientifique et chez certains gestionnaires de milieu.

Parmi les études pilotes qui ont été menées depuis 2011 en Méditerranée française, plusieurs ont eu pour objectif d'utiliser l'ingénierie écologique et l'éco-conception pour réhabiliter une fonction de nourricerie surface ou la dégradation de la qualité des zones de nourricerie influence en effet fortement le recrutement et donc le maintien des stocks de poissons qui les fréquentent au stade juvénile. Pour pallier cette dégradation, le principe des solutions techniques proposées est globalement invariant et consiste à fixer des micro-structures artificielles, complexes et tridimensionnelles sur les ouvrages portuaires. Ces travaux supportent l'idée que les ouvrages portuaires peuvent être modifiés structurellement pour augmenter leur attractivité et leur qualité pour la survie des juvéniles de poissons, ce qui leur permettrait de contribuer au maintien des populations de poissons tout en assurant leurs fonctions premières. Les suivis réalisés lors de ces études pilotes ont tous mis en évidence une augmentation des abondances de poissons juvéniles sur les ouvrages portuaires lors de la mise en place des micro-structures artificielles (Bouchoucha et al., 2016; Joubert et al., 2023; Mercader et al., 2017). Ces premiers résultats sont donc pour le

moins encourageants. Cependant, même si cette comparaison d'abondances est un préalable à l'évaluation globale de l'impact écologique des projets de réhabilitation des fonctions de nourricerie en zone portuaire, elle ne permet pas seule d'évaluer leur influence sur le recrutement et donc sur les populations de poissons (Bouchouca, 2017).

Dans ce contexte, l'objectif du projet Sustainable restoration in marine urban AREas (SAR) est d'apporter des éléments objectifs et quantifiés pour évaluer l'impact potentiel des projets de réhabilitation écologique en zone portuaire sur les populations locales de poissons. Le projet ne constitue ni une remise en question, ni une confirmation de la pertinence des opérations de réhabilitation écologique en milieu portuaire dont l'évaluation de l'efficacité dépend des objectifs préalablement fixés. Il porte sur le développement d'outils vidéo pour le suivi des populations de poissons en zone côtière, l'adaptation d'un modèle de dynamique des populations à des espèces très côtières permettant de tester des scénarios de gestion, et l'étude de la connectivité entre les zones portuaires et les zones naturelles. Le projet SAR a débuté le 15 septembre 2021 pour une durée de deux ans. Ce document constitue le rapport final.

Matériel et Méthodes

Zone d'étude : de la rade de Toulon aux îles d'Hyères

Les **rades de Toulon et d'Hyères** sont situées au Sud-Est de la France, sur la façade méditerranéenne de la région Provence Alpes Côte d'Azur, dans le département du Var.

Notre zone d'étude s'étend sur l'ensemble des zones marines côtières de moins de 50 mètres de profondeur comprises entre le cap Sicié à l'Ouest et le cap Blanc à l'Est. Elle inclut notamment l'ensemble de la rade de Toulon ainsi qu'une partie du parc national de Port-Cros (PNPC) (Figure 1). La prise en compte du Parc Marin de Port-Cros dans le modèle répond à une demande du comité de pilotage du projet SAR.

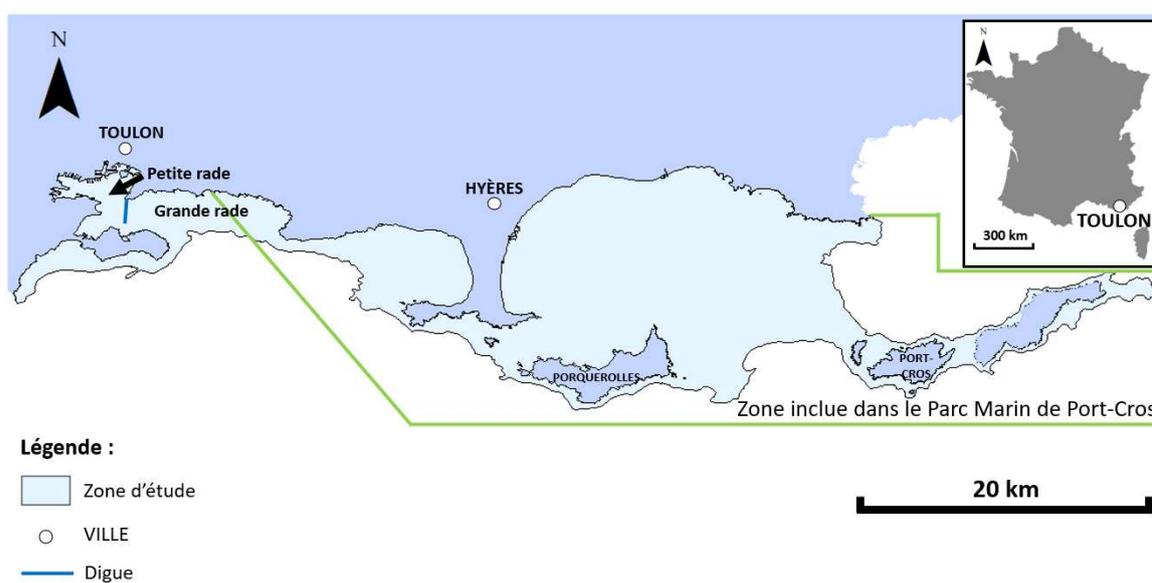


Figure 1 : Carte de la zone d'étude (seule l'aire d'adhésion au PNPC incluse dans notre zone d'étude a été représentée)

Espèce modèle : le sar commun (*Diplodus sargus sargus*)

Le **sar commun** (*Diplodus sargus sargus*, Linné, 1758), nommé ci-après *D. sargus*, est un poisson côtier, nourricerie-dépendant, de la famille des Sparidés, représentant un intérêt économique important (Pastor, 2008; Vigliola et al., 1998). Sa répartition bathymétrique, est comprise entre 0 et 50 mètres de profondeur (Di Lorenzo et al., 2016).

Au stade juvénile, cette espèce est l'une des plus abondantes sur les micro-récifs artificiels en zone portuaire (Astruch et al., 2017; Bouchoucha, 2017; Mercader, 2018). Par ailleurs, *D. sargus* est étudié en tant que modèle biologique depuis de très nombreuses années (Dufour et al., 1995). Plusieurs travaux sont disponibles, décrivant son cycle de vie sur les côtes méditerranéennes françaises et sa répartition spatiale (Bouchoucha, 2017; Lenfant, 1998; Pastor, 2008; Vigliola, 1998). De plus, des données concernant sa pêche sont disponibles auprès du Service d'Informations Halieutiques de l'Ifremer (SIH). Enfin, des

modèles de dynamiques des populations ont déjà été développés sur cette espèce ou sont en cours de développement (Belharet et al., 2020; Hussein et al., 2011, thèse de Charlotte Sève).

Le simulateur ISIS-Fish

Afin d'estimer si des opérations de réhabilitation en zones portuaires peuvent atteindre leurs objectifs de maintien de la biodiversité, de la biomasse et de connectivité des populations, il est nécessaire d'évaluer leur impact sur les populations locales de poissons. Pour cela, la réalisation de suivis *in situ* est une condition nécessaire mais non suffisante. La modélisation numérique permet de prédire et de comparer l'impact de mesures de gestion sur des populations de poissons. **ISIS-Fish** (<http://isis-fish.org>) est un simulateur de pêche complexe, spatialisé, permettant d'établir des plans de gestion des zones de pêche (Mahévas and Pelletier, 2004). Ce simulateur, codé en JAVA, fonctionne sur la base de sous-modèles s'échangeant mutuellement des informations sur un pas de temps mensuel. Un premier sous-modèle permet de **modéliser la dynamique des populations de poissons**. Il contient l'ensemble des paramètres de croissance, reproduction, mortalité, recrutement et de migrations entre les différentes zones selon l'âge et le sexe des individus. Un deuxième fournit des informations sur les **activités de pêche** (engins, navires, métiers, flottilles, stratégies) (Figure 2). Le simulateur possède un troisième sous-modèle qui n'a pas été utilisé pour cette étude.

ISIS-Fish est constitué de formules récurrentes appliquées sur un pas de temps et d'espace discret. En combinant le sous-modèle de dynamique des populations avec les activités de pêche, il est possible de modéliser l'impact de la pêche sur l'espèce ciblée. Cette mortalité due à la pêche dépend de plusieurs facteurs, notamment l'accessibilité des poissons, la sélectivité des engins de pêche et le facteur de ciblage associé aux différentes pratiques de pêche. ISIS-Fish, tout comme la plupart des simulateurs de pêche, repose sur l'hypothèse que la mortalité due à la pêche (F) est proportionnelle à l'effort de pêche (E), c'est-à-dire que $F=qE$, où le paramètre q représente le taux de mortalité induit par la pêche par unité d'effort. Cette hypothèse implique que les captures par unité d'effort (CPUE) sont proportionnelles à la biomasse (B), soit $CPUE=qB$ (Mahévas and Pelletier, 2004).

Ici, la version 4.4.7.6 du simulateur a été adaptée à la population de *D. sargus* à l'échelle de la zone d'étude.



Figure 2 : Combinaison des sous-modèles par le simulateur ISIS-Fish, adapté d'après isis-fish.org

Comme pour la plupart des modèles spatialisés, l'emprise spatiale du simulateur ISIS-Fish est définie par un assemblage de mailles. Cet agencement de mailles vise à prendre en considération d'une part la diversité de la répartition de l'espèce cible au sein de la zone d'étude et d'autre part l'hétérogénéité spatiale des captures, une tâche qui requiert un investissement significatif en termes de temps de calcul. Compte tenu des objectifs de cette étude et pour faciliter l'obtention de résultats, le modèle actuel n'a été qu'implicitement spatialisé. Les données géographiques ont été prises en compte dans la description du cycle de vie du sar commun, avec l'hypothèse forte d'une répartition homogène des individus au sein de trois zones correspondant aux principales fonctions écologiques : la zone de vie des adultes et de reproduction, la zone de vie des juvéniles et la zone portuaire. La définition de ses zones et des informations géographiques intégrées dans le modèle (surfaces de chaque zone de vie) ont nécessité de croiser un travail cartographique minutieux, des données issues de la littérature et des dires d'experts. A titre d'exemple, les résultats cartographiques du projet MEHAB (www.medtrix.fr) portant sur les habitats essentiels des poissons des petits fonds côtiers ont été exploités. Le zonage a ensuite été vérifié et ajusté à partir de campagnes d'observation réalisées en plongée ou à l'aide d'un système vidéo rotatif (voir paragraphe 0). Ces campagnes ont notamment permis d'ajuster le linéaire total identifié comme zones de nurseries naturelles par la littérature dans notre zone d'étude. Celui-ci a été évalué à **55 820 m de trait de côte** (à l'échelle 1/500) soit 12 % du linéaire total. Le linéaire de quais portuaires en capacité d'accueillir l'installation benthique de juvéniles de poissons a quant à lui été estimé à 24 751m (à l'échelle 1/500).

Sous-modèle de dynamique des populations de *D. sargus*

Les paragraphes suivants décrivent avec précision les paramètres du sous-modèle de dynamique des populations de *D. sargus*. Ces éléments ne sont pas nécessaires à la compréhension des résultats de l'étude. Ils permettent néanmoins à un utilisateur averti de reconstruire le modèle.

Structure de la population :

La population de *D. sargus* a été découpée en 15 classes d'âge (C_0 à C_{14}), d'un an d'écart (excepté C_0) (Belharet et al., 2020). Ce découpage permet de travailler sur chaque étape de la vie du sar. Les individus de la première classe (C_0) ont entre 1 et 5 mois. Ce sont les juvéniles de l'année ou YOY (Young of the Year) (Paterna, 2007). Ceux de la classe 1 ont entre 6 mois et un an et demi et ceux de la classe 14 (C_{14}) ont 14 ans ou plus. Chaque année, le changement de groupe des individus se fait au mois de septembre qui correspond au départ des nurseries pour les juvéniles dans la zone d'étude (Bouchouca, 2017). La mortalité est affectée aux classes de manière annuelle.

La croissance de *D. sargus* lors de sa première année de vie est linéaire (équation i.a). Les individus plus âgés grandissent suivant une équation de Von Bertalanffy (équation i.b). Les valeurs des coefficients de l'équation i.b sont issues de Belharet et al., (2020).

$$L(a) = (a + m) * \frac{eq - 1}{eq} + 1 \quad (i. a)$$

$$L(a) = t_{\infty} \left(1 - e^{-k \left(\frac{a+m}{12} - t_0 \right)} \right) \quad (i. b)$$

Avec :

a : âge des individus en mois

$L(a)$: taille des individus en fonction de leur âge

$t_{\infty} = 45$: taille maximale (longueur totale) que peut atteindre *D. sargus*

$k = 0,17$: Coefficient de croissance de Brody

$t_0 = -0,99$: Temps hypothétique où la taille de l'animal est nulle

m = nombre de mois écoulés de l'année en cours

$eq = 11,93$: point de prolongation par continuité des deux équations

La taille des poissons est calculée tous les mois en appelant les variables a et m pour chaque classe.

Le poids moyen et le taux de maturité des individus sont calculés sur la base de leur taille respectivement à partir des équations (iii) (Le Cren, 1951) et (iv) (Gonçalves and Erzini, 2000) avec les coefficients définis par Belharet et al., (2020). La taille de *D. sargus* pour laquelle le taux de maturité est de 50 %, est identifié à 21,2 cm (Mouine et al., 2012). La pente de la courbe de maturité est de 1,26.

$$P(L) = a * L^b \quad (iii) \quad \& \quad M(L) = \frac{1}{1 + e^{-1,26(L-21,2)}} \quad (iv)$$

Avec :

L : La longueur totale de l'individu (cm)

$a = 0,016$

$b = 3,05$

$M(L)$: taux de maturité des individus en fonction de leur longueur

1.1.1 Reproduction et recrutement

La reproduction de *D. sargus* dans la rade de Toulon a lieu de mars à avril et le pic de l'installation juvénile (recrutement au sens écologique du terme) en juin (Bouchoucha, 2017). Le sar commun est un poisson hermaphrodite protandre non obligatoire. La proportion de femelles pour chaque classe de taille est déterminée par l'équation (v) établie à partir des travaux de Mouine et al., (2007).

$$s_r = 1 - 2e^{-0,15L} (v)$$

Le taux de reproduction correspond au nombre d'œufs pouvant être pondus par les individus au sein de chaque classes (C₀-C₁₄) en fonction de leur sex-ratio (Tableau 1) (Mouine et al., 2007), et de leur masse (vi) (Belharet et al., 2020).

$$t_r = s_r \cdot af \cdot T^{bf} \quad (vi)$$

Avec :

t_r : Taux de reproduction

s_r : Sex ratio (proportion de femelle dans la population – Cf. Tableau 1)

$af = 0.084$: paramètre de correction

T : Taille des individus (cm)

$bf = 4.51$

L'algorithme de reproduction parcourt l'ensemble des groupes, vivant dans les zones définies comme « zone de reproduction » durant la période de reproduction (avril). Cet algorithme appelle le taux de reproduction, le taux de maturité et le nombre d'individus dans chaque groupe et les multiplie par le taux de mortalité des œufs et des larves estimé à 0,992 (Belharet et al., 2020). La matrice de reproduction est parcourue et remplie par le nombre d'œufs au sein de chaque zone.

L'équation de recrutement fixe le nombre d'individus pouvant s'installer dans les zones de recrutement et intégrer C₀. **Le recrutement de *D. sargus* est limité par le linéaire en mètres et la capacité d'accueil des zones de recrutement** (Doherty, 1991). Le nombre maximal de recrues dans chaque zone est fixé par l'équation de Beverton Holt (vii) (Belharet et al., 2020). La densité maximale des juvéniles lors de l'installation larvaire est fixée à 10.0 indiv.m⁻¹ (Cuadros et al., 2018). L'installation benthique de *D. sargus* correspond à une succession d'arrivés de juvéniles dans les zones de nourriceries (Faillietaz et al., 2020). Pour décrire ce phénomène, **trois vagues d'installation benthique successives** ont été paramétrées dans le modèle.

$$D_r = D_L^* \left(\frac{R_{max}}{D_L + R_{max} * g} \right) \quad (vii) \quad \& \quad R_{max} = L_{zr} \cdot d_m \quad (viii)$$

Avec :

D_r : Nombre final de larves s'installant dans la zone de recrutement

D_L : Nombre de larves arrivant par zone de recrutement

R_{max} : Capacité maximale d'accueil de la zone de recrutement

g : Constante de demi saturation

L_{zr} : Linéaire côtier de la zone de recrutement

$d_m = 10.0 \text{ individus. m}^{-1}$: effectif maximal unitaire lors de l'installation larvaire

1.1.1 Mortalité naturelle de *D. sargus*

Le taux de mortalité de *D. sargus* dépend de son stade de vie (Belharet et al., 2020; Bouchoucha, 2017; Lenfant, 1998; Pastor, 2008; Planes et al., 1998; Vigliola, 1998). Pour les nourriceries naturelles, Planes and Romans, (2004) estiment la **mortalité des juvéniles durant les quatre premiers mois après l'installation benthique à 80,8 %**.

En zone portuaire, le taux de mortalité des juvéniles, durant les quatre premiers mois, est très élevé en raison du manque de zones de refuge (Bouchoucha, 2017). Sans données concernant cette valeur, nous l'avons fixée à **99 %** (hypothèse non vérifiée à ce jour).

Pour les classes C_2 à C_{14} , **les taux annuels de mortalité ont été fixés à 26 %** (Belharet et al., 2020) quelle que soit leur zone de vie juvéniles. Nous faisons ici l'hypothèse forte qu'il n'y a pas de surmortalité des individus ayant vécu leurs premiers mois en zone portuaire par rapport à ceux issus de nourriceries naturelles. Des travaux menés actuellement par l'Ifremer permettront d'évaluer si cette hypothèse est plausible ou non. Les premiers résultats devraient être disponible courant de l'année 2024.

Sous-modèle d'exploitation de *D. sargus*

Les activités de pêche, exercées sur les populations de *D. sargus*, ont été paramétrées à partir des informations fournies par le Service d'Information Halieutique (SIH) de l'Ifremer. La pêche de plaisance a quant à elle été paramétrée dans ce modèle à partir des données rapportées par Cadiou et al. (2009). **Les captures de *D. sargus* ont été considérées comme représentant 5 % du total des prises de la pêche de loisir** (Enquête BVA, 2009). Les valeurs des paramètres de pêche dans le modèle ont été rigoureusement sélectionnées pour que leur combinaison produise des résultats similaires aux données observées du Système d'Information Halieutique (SIH) ainsi qu'à celles de l'étude menée par Cadiou et al. (2009). Par la suite, ces paramètres ont été soumis à un processus de calibration, au cours duquel ils ont été finement ajustés dans une **plage de variation de $\pm 20 \%$** par rapport à leurs valeurs initiales, au cours de **5 000 simulations** distinctes. Les valeurs définitives des paramètres adoptées dans le modèle sont celles qui se rapprochent le plus des observations annuelles concernant les débarquements, qu'il s'agisse de la pêche professionnelle ou de loisir.

Engins et métiers

Un engin de pêche correspond à un outil employé par les pêcheurs pour capturer les poissons. Dans notre zone d'étude, cinq engins de pêche professionnels sont utilisés pour

capturer *D. sargus* : la palangre, le trémail, le filet maillant, le gangui et le casier. Deux engins sont utilisés par la pêche de loisir : la pêche à la ligne et la chasse sous-marine. À chaque engin est attribuée un facteur de standardisation et une équation de sélectivité, dépendante des paramètres techniques de l'engin (Tableau 1). Les travaux de Leleu, (2012) menés dans le Parc Marin de la Côte Bleue ont révélé que parmi les débarquements de la pêche professionnelle et de loisir, respectivement 19 % et 80 % des poissons étaient de taille inférieure à 23 cm, taille légale de capture. La sélectivité des engins dans le modèle a été définie de manière à reproduire cette observation. Le facteur de ciblage est quant à lui confondu avec la sélectivité et fixé à 1 pour tous les métiers.

Tableau 1 : Paramètres de pêche des engins et des métiers du modèle

Engins et métiers	Facteur de standardisation	Facteur de sélectivité
Filet Maillant	0,86	< 23cm : sélectivité = 0,18 > 23cm : sélectivité = 0,83
Palangre	10,0	
Ganguis	0,24	
Trémail	0,74	
Casier	1,0	
Pêche à la ligne	1,22	< 23cm : sélectivité = 0.76 > 23cm : sélectivité = 0.23
Chasse sous-marine	1,3	

1.1.1 Types de navire, flottilles et stratégies de pêche

Dans le quartier de pêche de Toulon, trois types de navires pêchent du sar commun : les fileyeurs exclusifs, les ganguis et les petits métiers. À ces navires ont été ajoutés les navires de plaisance pratiquant les métiers de pêche à la ligne et de chasse sous-marine d'après Cadiou et al., (2009). Pour la pêche de loisir, les activités du bord et embarquées ont été regroupées. Les navires ont été réunis en flottille de la même dénomination. Une stratégie de pêche décrivant le nombre de jours d'activité mensuelle a été associé à chaque flottille (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**2).

Tableau 2 : Nombre de jours d'activités mensuelle par stratégie et proportion des métiers associés (données adaptées des travaux de Hussein et al. (2011))

Stratégie	Ganguis	Petits métiers	Fileyeurs exclusifs	Plaisance
Janvier	5	5	11	18
Février	2	2	10	18
Mars	6	6	16	24
Avril	8	10	18	25
Mai	9	11	22	31
Juin	8	10	21	30
Juillet	10	11	22	31
Août	10	11	19	31
Septembre	9	10	16	30
Octobre	9	9	17	27
Novembre	6	6	12	20
Décembre	6	6	11	19
Proportion des métiers	Gangui=1	Casiers =0,024 Palangre = 0,976	Filets maillants =0,32 Trémail=0,68	Chasse sous-marine =0,5 Pêche à la ligne=0,5

1.1.1 Accessibilité de la ressource

L'accessibilité d'une espèce est la probabilité d'une de ses classes à entrer dans un engin par unité d'effort de pêche. Quelle que soit l'étude, ce paramètre est généralement estimé. Sans données disponibles, la valeur l'accessibilité de *D. sargus* par engin a été fixée à $9,5 \cdot 10^{-5}$ pour tous les groupes de manière à ajuster les quantités pêchées aux données du SIH.

Analyse de sensibilité du modèle

La configuration du modèle telle que présentée ci-dessus représente le "modèle de référence". La paramétrisation de son sous-modèle de dynamique des populations est basée sur des valeurs tirées de la littérature ou calculées. Ces valeurs ont été soigneusement choisies pour être en adéquation avec les connaissances actuelles sur l'espèce *D. sargus*. La paramétrisation du sous-modèle de pêche quant à elle repose sur des valeurs déterminées de manière à ce que les simulations de pêche reproduisent fidèlement les débarquements.

Le "modèle de référence" repose donc sur un choix, parfois arbitraire, des paramètres écologiques qui décrivent la dynamique des populations de *D. sargus*. Or, les auteurs ne s'accordent pas tous sur ces valeurs. Pour fournir une estimation de l'incertitude de nos résultats, il est donc nécessaire d'appréhender l'impact de cette variabilité des paramètres écologiques. Une analyse de sensibilité a donc été réalisée sur les paramètres du sous-modèle de dynamique des populations identifiés comme incertains (ci-après nommée « **paramètres sensibles** »).

Les paramètres sensibles associés à leur intervalle de variation respectif sont décrits dans le tableau 3. La méthode d'analyse random LHS (Latin Hypercube sampling) a été

appliquée à ces paramètres dans leur intervalle de variation au cours de **5 000 simulations**. Cette analyse permet d'examiner la plage de variation des résultats du modèle et d'introduire de l'incertitude dans les estimations d'abondance et de débarquement obtenues pour chaque scénario testé.

Tableau 3 : Paramètres sensibles associés à leur intervalle d'incertitude

	Paramètre	Valeur initiale	Intervalle de variation
ΘMortalité	Morta. _juv. _nat. (sur 5 mois)	80,60%	[64,48 ; 96,72]
	Morta. _juv. _ports (sur 5 mois)	99%	[79,2 ; 99]
	Morta. adultes (sur 1 an)	26%	[20,8 ; 31,2]
ΘRecrutement	Linéaire nour (m)	55 820	[44 656 ; 66 984]
	Capacité d'accueil (individu.m ⁻¹)	10	[6 ; 13]
	Nb vagues installations benth.	3	[1 ; 4]

Caractérisation des habitats de vie du sar commun

Afin de vérifier la validité du modèle de cycle de vie du sar commun dans le simulateur ISIS-Fish, il est essentiel de confronter les estimations de population générées par le modèle avec les effectifs réels de la population dans la zone d'étude. Pour ce faire, une campagne sur le terrain a été entreprise pour recenser la population de sar commun. La superficie de la zone d'étude s'étend sur 538,64 km². Estimer l'abondance d'une population de poissons sur une telle étendue nécessite la mise en place d'une méthodologie appropriée et d'un plan d'échantillonnage efficace.

Cartographie des habitats de vie du sar commun

Pour évaluer l'abondance d'une population de poissons, l'échantillonnage aléatoire stratifié est généralement plus efficace que l'échantillonnage aléatoire simple. Dans notre cas, les strates correspondent aux habitats de *D. sargus*. Chaque habitat présente des caractéristiques physico-chimiques propres susceptibles d'influencer les densités de sars communs. Nous avons formulé l'hypothèse que la densité d'une espèce au sein d'un même habitat est homogène. La méthode employée est inspirée du projet Cartographie des habitats en milieu lagunaire méditerranéen, CHAMILA (Menu et al., 2019), financé par l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse. En suivant la même méthodologie, une carte des habitats adaptée à *D. sargus* a été créée sur notre zone d'étude.

Le choix des critères biotiques et abiotiques structurants les populations de poissons est issu d'une réflexion commune de plusieurs chercheurs spécialistes dans le domaine (projet EXHAP - (Ouisse et al., 2017). Cinq critères ont été retenus : la bathymétrie, la biocénose recouvrant le fond, la contamination chimique, le degré de protection au vent et à la houle et la production primaire (chlorophylle a). Ils ont été classés par ordre de priorité en fonction de leur capacité à influencer la présence de *D. sargus* (Figure 3).

N°	Critère
0	Profondeur.....
1	Biocénoses.....
2	Risque de toxicité.....
3	Exposition au vent.....
4	Concentration annuelle moyenne en chlorophylle a.....

Niv. 1 (groupes 1 et 2)
 Niv. 2 (groupes 1, 2 et 3)
 Niv. 3 (groupes 1, 2, 3 et 4)
 Niv. 4 (groupes 1, 2, 3 et 4)

Figure 3 : Classification des critères sélectionnés pour décrire les habitats de vie du sar commun, par ordre d'importance.

Pour chaque critère, une carte a été construite à partir de données bibliographiques, de cartes préexistantes ou d'agrégation de données. Toutes les cartes sont disponibles sous SIG au format shapefile de type polygone.

La carte des habitats (Figure 4) de la zone a été obtenue par superposition et harmonisation méthodique des tables attributaires des cinq cartes de critères. **44 habitats ont été identifiés.**

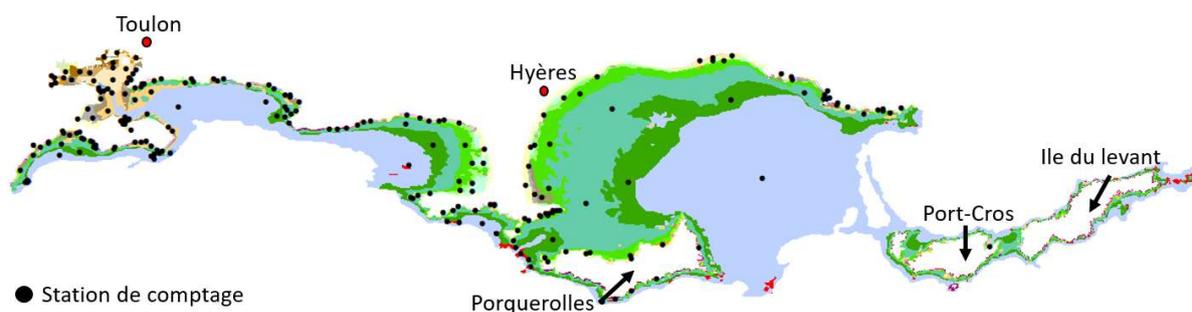


Figure 4 : Carte des habitats de vie du sar commun dans la rade de Toulon, la rade d'Hyères et ses îles

Au sein de chaque habitat, **cinq points d'échantillonnage** ont été positionnés aléatoirement.

Protocole de recensement

Le choix de la méthode d'évaluation des effectifs de sars communs par station de comptage s'est porté sur deux méthodes d'observations non destructrices : l'acquisition de vidéos sous-marine et les transects en plongée.

Acquisition de vidéos sous-marines

La première méthode est basée sur le protocole STAVIRO (SysTème Autonome de Vidéo ROTative) (Bouchoucha et al., 2013; Pelletier et al., 2021, 2015). Pour répondre aux besoins spécifiques de cette étude, un nouveau système de vidéo rotative permettant une vision stéréoscopique a été développé. Ce travail a été réalisé en coopération avec le service

Positionnement, Robotique, Acoustique et Optique (PRAO) de l’Ifremer. Ce système a pour avantage d’être peu onéreux, facile à mettre en œuvre, de ne pas perturber le milieu ni le comportement des poissons. Il donne la possibilité de conserver les images acquises sur le long terme et de pouvoir déterminer les tailles des individus ainsi que leur distance à la caméra (Mallet and Pelletier, 2014; Pelletier et al., 2015).

Ce nouveau système de stéréo-vidéo est composé de deux caméras vidéo Haute Définition GoPro Héro 9 avec des capacités de mémoire de 256 GB (8h). Les caméras sont raccordées à des batteries permettant une autonomie de 8h au système. Elles sont placées côte à côte dans deux compartiments étanches et fixées à l’axe d’un moteur (Figure 5). La rotation des caméras permet d’obtenir une vision panoramique. L’ouverture de la lentille du caisson permet un angle horizontal de vue de 92° et vertical de 72°. Le système tourne de 60° toutes les 30s. Trois rotations complètes sont analysées par stations. L’ensemble du système est muni d’un pied pour être stable sur le fond.



Figure 5 : Système stéréoscopique d’acquisition de vidéos sous-marines

Le système de stéréo-vidéo est déployé sur les stations de comptage à partir d’une embarcation légère, sans intervention d’un plongeur. Les systèmes sont déposés sur le fond pendant 12 min puis récupérés. Environ 30 stations par jour sont ainsi suivies.

Après chaque journée de terrain, les vidéos sont analysées par un opérateur scientifique. Tous les individus sont identifiés et dénombrés. L’estimation de la taille des individus et de leur distance à la caméra est une source d’erreur majeure même pour un opérateur scientifique entraîné. Un logiciel a été spécialement conçu par l’équipe PRAO de l’Ifremer, capable de corriger les distorsions d’images, et à partir d’une calibration automatique faite sur la vision stéréoscopique, de mesurer la taille des individus et leur distance à la caméra.

Transects en plongée

Le système vidéo rotatif n'est pas adapté pour un déploiement sur des profondeurs inférieures à 3 m. Pour suivre ces habitats, des transects de 25 x 5 mètres ont été réalisés en plongée suivant la méthode décrite par Harmelin-Vivien et al., (1995). Tous les individus ont été comptés et leur taille a été estimée par des plongeurs entraînés.

RESULTATS ET DISCUSSION

Certains résultats présentés dans cette partie entrent en contradiction avec les paradigmes qui alimentent aujourd'hui la thématique de la réhabilitation écologique en zone portuaire en Méditerranée française. Il est donc essentiel d'engager une discussion approfondie à ce sujet.

Estimation des abondances de *D. sargus* sur la zone d'étude

A ce jour, bien que chaque habitat ait été échantillonné au moins une fois, toutes les stations initialement positionnées n'ont pas encore pu être suivies. A partir de ces résultats, les abondances de sars communs de plus de 8 cm (*i.e.* après leur départ des nourriceries) sur la zone d'étude est estimé à **1 661 000 ± 2 430 000 individus** (erreur standard à la moyenne). A titre de comparaison, Astruch et al., (2018) rapporte des densités de *D. sargus* de 0,01 ind./m² dans le Parc National de Port-Cros tandis que Lenfant, (1998) et Pastor, (2008) relèvent des densités de 0,02 ind./m² et 0,1 ind./m² respectivement le long de la côte rocheuse à l'est du Golfe du Lion. Ces observations ont été réalisés sur des habitats rocheux de moins de 20 m. Ce type d'habitat, sur lequel le sar est préférentiellement présent (Di Lorenzo et al., 2016), représente 2 % de la surface de notre zone d'étude. Ces chiffres sont cohérents avec nos observations.

Modélisation de la situation actuelle et résultats du modèle de référence

Une première version du modèle, appelée « modèle de référence », a été élaborée en se basant sur les paramètres décrits dans les sections précédentes. Son objectif principal est de fournir une description aussi précise que possible de la situation actuelle de *D. sargus* dans la zone d'étude, en mettant particulièrement l'accent sur les captures, tout en utilisant des paramètres qui décrivent le cycle de vie de *D. sargus* et qui sont considérés comme cohérents.

D'après les travaux de Belharet et al., (2020), le stock de *D. sargus* en Méditerranée est exploité au maximum de sa capacité de renouvellement. En conséquence, nous sommes partis du postulat que **la population de *D. sargus* au sein de la zone d'étude est aujourd'hui à l'équilibre.**

Une première simulation a permis d'obtenir une matrice des effectifs de *D. sargus* au sein des différentes classes d'âge. La population de *D. sargus* de plus de 8 cm estimée par le modèle sur la zone d'étude s'élève à **881 000 individus au mois de janvier, à l'équilibre.** Le nombre d'individus issus de l'ensemble des nourriceries de la zone qui vient annuellement alimenter cette population est de **319 000 individus.** Il est à noter que cette estimation est inférieure à l'abondance totale des individus de plus de 8 cm observés sur la zone. Malgré leur origine dans la littérature et leur utilisation répandue dans les projets de réhabilitation écologique en zone portuaire actuels, les paramètres écologiques choisis pour le sous-modèle de population dans cette étude semblent donc conduire à une sous-estimation de la population de sar commun à l'état d'équilibre. Il faut cependant noter que

l'incertitude sur l'estimation de la population de *D. sargus* à l'issue de la campagne de terrain reste importante. La poursuite de ces suivis permettra d'affiner cette valeur.

Les données de biomasses de *D. sargus*, débarquées par année et par métier fournies par le SIH, ont permis de calibrer la mortalité par pêche dans le modèle (Figure 6). Dans le modèle de référence, **29,3 tonnes de *D. sargus* sont débarquées chaque année dans les ports de la zone d'étude** (données du SIH ; BVA, 2009; Cadiou et al., 2009). Le métier ciblant le plus *D. sargus* est la palangre de fond avec un total des débarquements annuels de 14,5 tonnes.

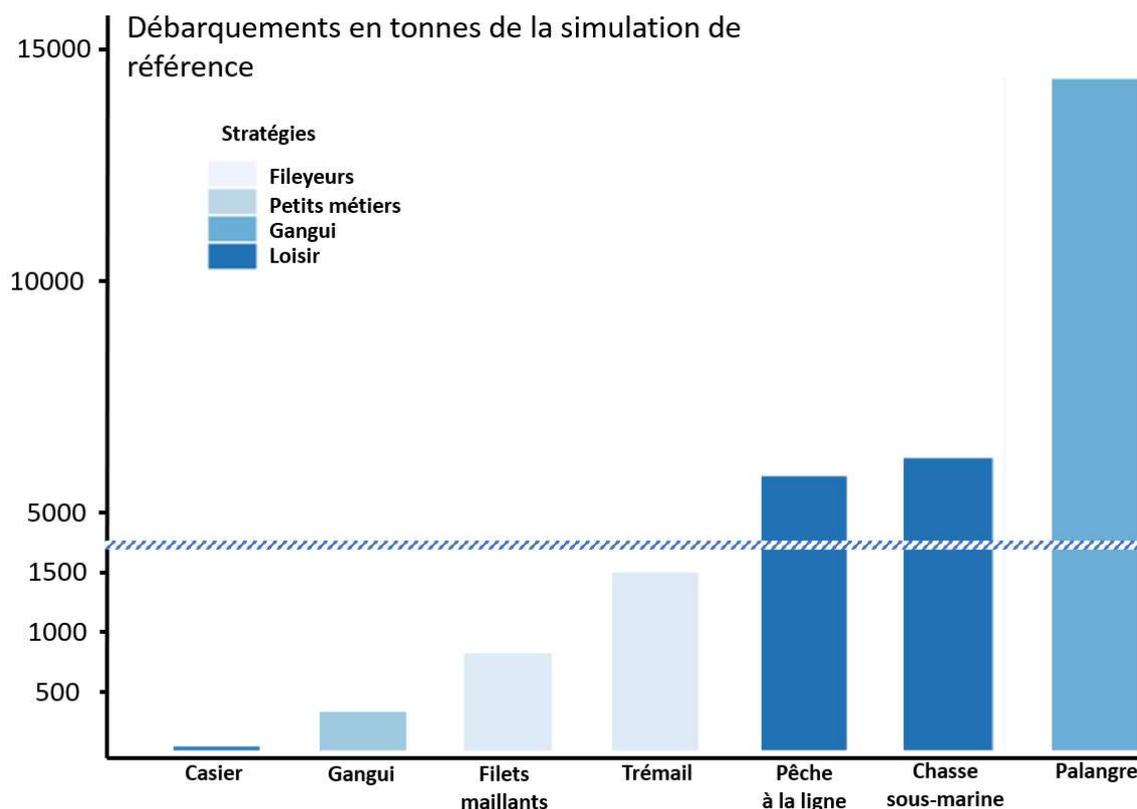


Figure 6 : Biomasse de *D. sargus* en kg, débarquée par année, dans les ports de la zone d'étude, calculée par le simulateur après calibration

L'estimation du débarquement de *D. sargus* par la pêche de loisir au sein de la zone d'étude, est de 12,1 T/an. Ce chiffre est proche de celui des débarquements de la pêche professionnelle (17,2 T/an). Cette constatation a déjà été faite au sein du Parc Marin de la Côte Bleue (Charbonnel et al., 2017; Leleu, 2012). La pression de pêche de loisir est donc importante sur la population de *D. sargus*.

Dans le modèle de référence, les débarquements de la pêche professionnelle et de loisir contiennent respectivement 19 et 81% d'individus ayant une taille inférieure à la maille de capture de 23 cm. Cette donnée coïncide avec les suivis réalisés dans le Parc Marin de la Côte Bleue (Leleu, 2012).

Prise en compte de la variabilité des paramètres et obtention d'un panel de simulations constituant la « population initiale »

Les 5 000 simulations effectuées en faisant varier les paramètres sensibles (tableau 3) ont permis d'obtenir une fourchette de valeurs possible pour la population de *D. sargus*. Les valeurs obtenues représentent de manière plus réaliste la variabilité de la population de *D. sargus* dans la zone d'étude. Cette population est nommée ci-après « population initiale ».

La médiane des abondances de la « population initiale » est de **1 215 000 individus de plus de 8 cm au mois de janvier**. Cette population est alimentée annuellement par 58 000 recrues issues des zones portuaires et 349 000 recrues issues des zones de nurseries naturelles (médiane) (Figure 7).

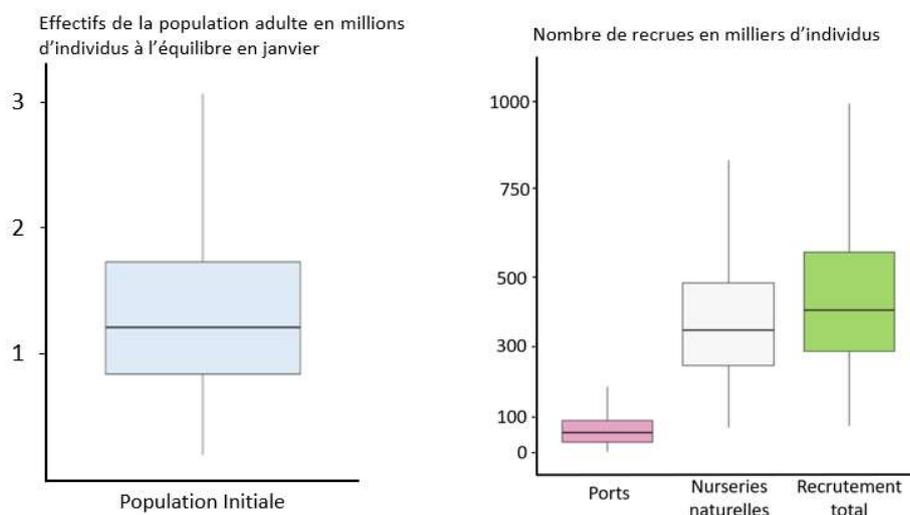


Figure 7 : Effectifs de la population initiale à l'équilibre au mois de janvier et recrutement annuel au mois de septembre

Les paramètres permettant d'obtenir la valeur médiane de la « population initiale » sont présentés dans le tableau 4.

Tableau 4 : Paramètres de la simulation médiane de la population initiale

Paramètre de la médiane	Valeur
Morta_juv_nour (sur 5 mois)	73,3 %
Morta_juv_ports (sur 5 mois)	92,2 %
Morta adultes (sur 1 an)	29,3 %
Linéaire nour (m)	53 909
Capacité d'accueil (individu.m ⁻¹)	11
Nb vagues installations benth	2,5

Prise en compte des opérations de réhabilitation écologique en zone portuaire et évaluation de leurs impacts sur les populations de *D. sargus*

Modélisation des opérations de réhabilitation écologique en zone portuaire

Dans cette étude, nous avons formulé l'hypothèse que la surmortalité juvénile en zone portuaire est principalement due au manque de complexité des habitats, comme suggéré par (Astruch et al., 2017). Par conséquent, nous avons supposé que la contamination chimique et les pressions anthropiques en zone portuaire entre autres n'avaient pas d'impact significatif sur la surmortalité de *D. sargus*. Il convient de noter que cette hypothèse est assez audacieuse et n'a pas encore été démontrée de manière concluante. Elle sous-tend actuellement l'ensemble des projets actuels visant à réhabiliter la fonction de nourricerie de poissons en zone portuaire. Bien que plusieurs études aient signalé une plus grande abondance de juvéniles de poissons sur les nourriceries artificielles par rapport aux quais nus (Bouchoucha et al., 2016; Joubert et al., 2023), il reste à élucider si cette abondance accrue provient de la production de juvéniles de poissons due à une réduction de leur taux de mortalité sur ces structures ou si elle résulte d'un effet de concentration des juvéniles provenant des quais environnants. En outre, les zones portuaires sont connues pour être fortement affectées par les activités humaines et soumises à de multiples facteurs de stress environnementaux tels que la contamination chimique, le bruit, la lumière, etc. Des études sont actuellement en cours pour évaluer si la santé et les capacités de reproduction des poissons ayant passé leur phase juvénile dans les zones portuaires ne sont pas altérées par rapport aux poissons issus de zones naturelles.

En suivant néanmoins cette hypothèse, la modélisation d'une opération de réhabilitation écologique en zone portuaire peut être réalisée en remplaçant le taux de mortalité des zones portuaires concernées (99 %) par celui associé aux zones de nourriceries naturelles (84 %). Cela peut être envisagé sans préciser les détails de la solution qui sera mise en œuvre pour atteindre cet objectif.

Afin d'évaluer l'impact théorique des opérations de réhabilitation écologique en zones portuaires sur la population de *D. sargus* de la rade de Toulon, quatre scénarios de gestion ont été testés.

Les scénarios 1 & 2 consistent à réhabiliter respectivement 10 % [scénario 1] et 100% [scénario 2] de l'ensemble des quais des zones portuaires de la zone d'étude. Ceci correspond respectivement **6 006 mètres linéaires** et **60 063 mètres linéaires équipés**. D'après les travaux de Leleu, (2012) menée dans le Parc Marin de la Côte Bleue, 81 % et 19 % des individus de l'espèce *D. sargus* prélevés respectivement par la pêche de loisir et la pêche professionnelle avaient une taille inférieure à la taille minimale légale de capture (23 cm). Le troisième scénario teste une **application stricte de la réglementation sur la maille de capture** du sar commun seule [scénario 3] ou associée à une réhabilitation de 100 % des quais de la zone [scénario 4].

Les résultats sont fournis dans les figures ci-dessous. Les résultats des scénarios 1 et 2 sont probablement surestimés du fait de l'hypothèse forte de départ.

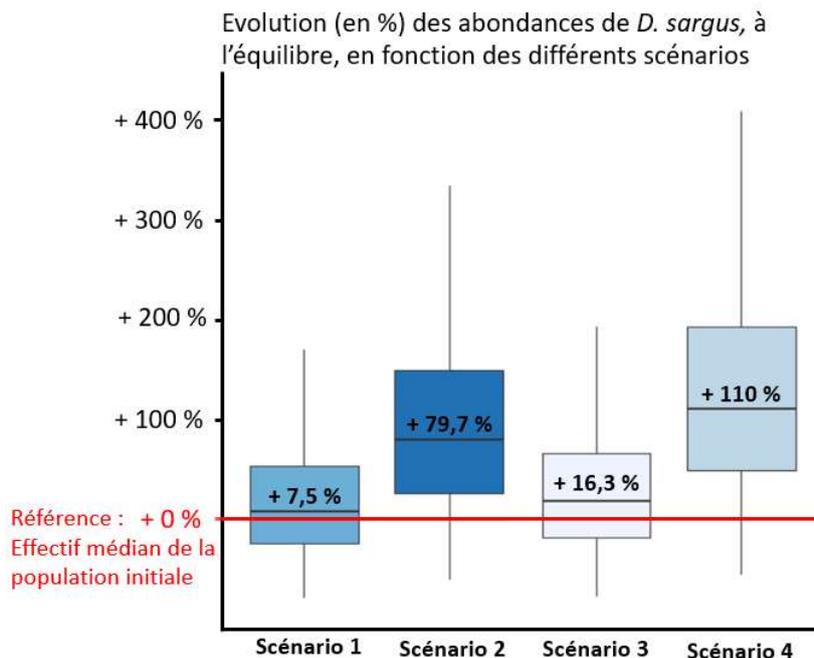


Figure 8 : Pourcentage d'augmentation des effectifs de *D. sargus* dans les rades de Toulon et d'Hyères selon les 4 scénarios de gestion décrits dans le paragraphe précédent.

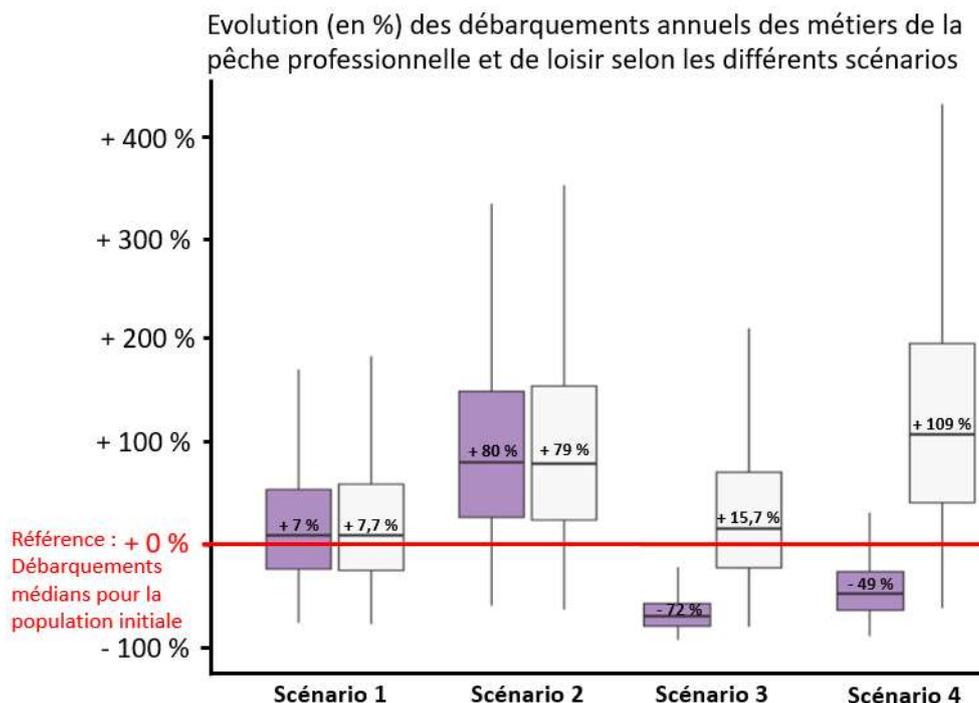


Figure 9 : Taux d'évolution des débarquements de la pêche professionnelle et de loisir de *D. sargus* dans les rades de Toulon et d'Hyères selon les 4 scénarios de gestion décrits dans le paragraphe précédent

Les effectifs à l'équilibre au mois de janvier des populations des différents scénarios se distinguent tous significativement de ceux de la population initiale, ainsi qu'entre eux (GLHT, $p < 0,001$) (Figure 8). La restauration de 10 % de la longueur totale des quais dans la zone d'étude [scénario 1] entraînerait une augmentation de 7,5 % de la population médiane de *D. sargus*. En termes concrets, cela signifie qu'en équipant 6 km de quais portuaires avec des habitats artificiels dans notre zone d'étude, la population de *D. sargus*

adultes pourrait augmenter de 91 000 individus. Ce scénario aurait un impact positif sur la pêche, permettant une augmentation d'environ 7 % des débarquements totaux de *D. sargus* (Figure 9).

En comparaison, l'application de la réglementation relative à la taille minimale de capture dans la zone d'étude [scénario 3] conduirait à une augmentation de la population adulte de 16,3 % (Figure 8), soit près de 200 000 individus supplémentaires. Ce scénario serait bénéfique pour la pêche professionnelle avec une augmentation de 15,7 % des débarquements, mais il aurait un impact significatif sur les prises réalisées par les pêcheurs de loisir, entraînant une diminution de 71 % (Figure 9).

Le couplage de mesures de gestion, tel que l'association d'opérations de réhabilitation et de réglementation [scénario 3], conduit à une augmentation de 110 % des effectifs par rapport à la population initiale. Cette valeur est supérieure à la somme des augmentations liées aux mesures isolées (respectivement + 79,7 % et 16,3 %). Nous voyons là un effet synergique des mesures de gestion (Figure 8). Dans le scénario 4, les débarquements de la pêche professionnelle sont plus que doublés, et l'impact sur la pêche de loisir est moins important que pour le scénario 3 (Figure 9).

Afin d'évaluer le taux de réussite des scénarios de gestion, nous nous sommes également intéressés au ratio de simulations des différents scénarios dont les effectifs à l'équilibre dépassent la médiane de la « population initiale ». Les résultats sont décrits dans le (Tableau 5). Le taux de succès offre une première évaluation de l'efficacité potentielle des mesures de gestion. Choisir un scénario avec un taux de réussite élevé offre une plus grande garantie de succès.

Tableau 5 : Taux de succès des différents scénarios pour les valeurs d'abondance et des débarquements de la pêche professionnelle et de loisir

Scénarios	Taux de succès du scénario		
	Abondances de la population	Pêche professionnelle	Pêche de loisir
Scénario 1	55,4 %	55,1 %	22,9 %
Scénario 2	87 %	85,4 %	59,1 %
Scénario 3	61,1 %	60 %	0 %
Scénario 4	92 %	90,1 %	0,2 %

Conclusion

Il n'est pas toujours simple de déterminer si une opération de restauration écologique est efficace ou non. En premier lieu, les objectifs de ces opérations sont rarement clairement, précisément et quantitativement définis à l'avance. En l'absence de ces définitions, la notion de succès devient floue, avec des opinions divergentes sur ce qui constitue ou non une réussite. Pour préciser les objectifs d'une opération, il est essentiel de mettre en place un système de comparaison permettant d'évaluer leur réalisation. Cette comparaison se fait généralement par rapport à un écosystème appelé "référence", qui est considéré comme un état souhaitable à atteindre. Dans l'ouvrage "Restauration écologique des nurseries des petits fonds côtiers de Méditerranée" (Lenfant et al., 2015), l'écosystème de référence est défini comme "une approximation de l'état souhaitable, une norme choisie parmi plusieurs états alternatifs possibles et accessibles par une succession d'étapes appelées trajectoires. L'écosystème de référence est donc l'objectif final vers lequel on souhaite tendre." Les objectifs d'une opération doivent donc être exprimés en termes de l'état souhaité à atteindre à un moment donné, mesuré à l'aide de métriques appropriées. L'écart entre l'état final et la référence est appelé "hystérésis." La correspondance entre les méthodes proposées et les objectifs visés est généralement évaluée par des experts ou, plus rarement, par des approches de modélisation. Cependant, il n'est pas toujours possible d'utiliser une telle référence, en particulier pour des écosystèmes fortement altérés par l'activité humaine, comme les zones portuaires. Ces écosystèmes peuvent être qualifiés de "synthétiques" ou "émergeants," présentant des conditions ou des combinaisons d'organismes qui n'existent pas naturellement. Dans de tels cas, la comparaison avec un écosystème naturel n'a pas de sens, et une autre forme de référence doit être recherchée. La situation initiale peut être utilisée comme point de référence. L'objectif de l'opération ne consiste plus à réduire l'écart par rapport à un état "idéal," mais plutôt à augmenter la distance par rapport à un état considéré comme dégradé (Wortley et al., 2013). Dans ce contexte, l'opération ne relève plus de la restauration ou de la réhabilitation, mais plutôt de l'atténuation. Cependant, il n'existe pas de seuil consensuel à partir duquel on peut juger de l'efficacité d'une opération d'atténuation : améliorer même légèrement la situation peut dans certains cas être perçu comme préférable à ne rien faire. Dans un contexte où les ressources financières sont illimitées ou où les coûts des projets de restauration sont faibles, cet argument est valable. Cependant, il devient sujet à débat lorsque des arbitrages doivent être effectués et que les ressources peuvent être allouées à différents projets. Dans ces circonstances, il est essentiel d'utiliser les ressources de manière optimale et efficace. De plus, il ne faut pas négliger le coût environnemental des projets, car certaines structures immergées mises en place dans le cadre de ces projets peuvent utiliser des matériaux non naturels et avoir un fort impact environnemental. De plus, des études récentes ont montré que les micro-structures artificielles destinées à la protection des juvéniles de poissons dans les ports peuvent également favoriser le développement d'espèces non indigènes. Ces coûts environnementaux doivent être pris en compte pour évaluer l'ensemble de l'intérêt d'une opération.

L'objectif de cette étude n'était pas de juger de l'efficacité intrinsèque des projets de réhabilitation écologique en zone portuaire, mais plutôt de quantifier leur impact en termes d'augmentation des populations de poissons et de captures par la pêche à l'échelle d'un

territoire. Grâce à nos travaux, il existe aujourd'hui un modèle robuste qui permet de tester l'impact de différents scénarios de gestion sur ces deux variables à l'échelle de la zone d'étude.

Les premiers enseignements de ce travail sont les suivants :

- Les paramètres de référence actuellement utilisés pour évaluer les populations de sar commun dans la plupart des études semblent être mal évalués. Des travaux complémentaires sont nécessaires pour obtenir des estimations plus précises de ces paramètres.
- Pour maintenir une population de sar commun à l'équilibre, compte tenu des débarquements déclarés dans la zone, il semble que plusieurs centaines de milliers d'individus recrutent chaque année dans la zone. Cette estimation est cohérente avec des évaluations antérieures réalisées lors de campagnes halieutiques (Campillo, 1993).
- Les opérations de réhabilitation écologique en zone portuaire permettent d'augmenter sensiblement la population de sar commun dans la zone d'étude. Cependant, pour observer cette augmentation, il est nécessaire que les projets aient une envergure importante. À titre d'exemple, la simulation de l'aménagement de l'équivalent de 6 km de quais avec des habitats artificiels entraîne une augmentation de 7 % de la population de sar commun.

Les travaux initiés dans la rade de Toulon ont pour objectif de s'étendre à plusieurs régions de la Méditerranée. Actuellement, en raison d'un manque d'informations, le modèle que nous avons utilisé est considéré comme "fermé", signifiant qu'il ne prend pas en compte les migrations. À l'échelle de notre étude, cette hypothèse n'a pas d'incidence significative sur une espèce telle que le *D. sargus* (Pastor, 2008). Toutefois, l'inclusion des migrations dans nos futures analyses affinera nos résultats. De plus, une grande partie de notre travail repose sur l'idée que les sars communs issus de zones portuaires et de zones naturelles présentent une mortalité similaire. Cette hypothèse est plausible pour de petits ports ouverts, mais probablement moins applicable à de grands ports fortement contaminés. Les recherches menées dans la rade de Toulon ont systématiquement révélé des niveaux de contamination élevés, associés à un risque écotoxicologique important (Pouget et al., 2014; Tessier, 2012; Wafo et al., 2016). Actuellement, l'Ifremer réalise des études dans cette région, et les résultats de l'étude METOXFISH menée par le CEFREM devraient fournir des données plus concrètes sur la santé des juvéniles de poissons provenant de zones portuaires. Ces résultats pourront être intégrés dans nos modèles futurs pour améliorer leur précision.

BIBLIOGRAPHIE

- Astruch, P., Boudouresque, C.-F., Rouanet, É., Le Direach, L., Bonhomme, P., Bonhomme, D., Goujard, A., Ruitton, S., Harmelin, J.-G., 2018. A quantitative and functional assessment of fish assemblages of the Port-Cros Archipelago (Port-Cros National Park, north-western Mediterranean Sea). *Scientific Reports of the Port-Cros National Park* 32, 17–82.
- Astruch, P., Lucken, A., Rouanet, E., Goujard, A., Montagne, G., 2017. Evaluation de l'efficacité des nurseries artificielles ReFISH immergées dans le port de Bormes-les-Mimosas. Contrat SUEZ Consulting– GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Marseille : 73 p.
- Belharet, M., Franco, A.D., Calò, A., Mari, L., Claudet, J., Casagrandi, R., Gatto, M., Lloret, J., Sève, C., Guidetti, P., Melià, P., 2020. Extending full protection inside existing marine protected areas, or reducing fishing effort outside, can reconcile conservation and fisheries goals. *Journal of Applied Ecology* 57, 1948–1957. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13688>
- Bouchouca, M., 2017. Les zones portuaires peuvent-elles servir de nourriceries alternatives pour les poissons marins côtiers ? : cas des sars en Méditerranée Nord-occidentale (Thèse de doctorat). Université de Perpignan via domitia.
- Bouchouca, M., Darnaude, A.M., Gudefin, A., Neveu, R., Verdoit-Jarraya, M., Boissery, P., Lenfant, P., 2016. Potential use of marinas as nursery grounds by rocky fishes: insights from four *Diplodus* species in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 547, 193–209. <https://doi.org/10.3354/meps11641>
- Bouchouca, M., Pelletier, D., Hervé, G., Roman, W., Mallet, D., 2013. Guide méthodologique simplifié pour la mise en œuvre des STAVIRO et l'analyse des images (No. RST.ODE/LER-PAC/13-21).
- BVA, 2009. Enquête relative à la pêche de loisir (récréative et sportive) en mer en Métropole et dans les DOM. Synthèse des résultats finaux 1–13.
- Cadiou, G., Boudouresque, C.F., Bonhomme, P., Le Diréach, L., 2009. The management of artisanal fishing within the Marine Protected Area of the Port-Cros National Park (northwest Mediterranean Sea): a success story? *ICES Journal of Marine Science* 66, 41–49.
- Campillo, A., 1993. Les pêcheries françaises de Méditerranée. Synthèse des connaissances.
- Charbonnel, E., Bachet, F., Cadville, B., Bravo-Monin, M., 2017. Suivis de la fréquentation de la pêche récréative embarquée sur les roches du large durant la période automnale dans le Parc Marin de la Côte Bleue. Bilan 2010-2016. Convention Agence de l'Eau RMC & Parc Marin de la Côte Bleue. Parc Marin de la Côte Bleue publ.
- Cuadros, A., Basterretxea, G., Cardona, L., Cheminée, A., Hidalgo, M., Moranta, J., 2018. Settlement and post-settlement survival rates of the white seabream (*Diplodus sargus*) in the western Mediterranean Sea. *PLOS ONE* 13, e0190278. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0190278>
- Di Lorenzo, M., Fernandez, T.V., Badalamenti, F., Guidetti, P., Starr, R.M., Giacalone, V.M., Di Franco, A., D'Anna, G., 2016. Diel activity and variability in habitat use of white sea bream in a temperate marine protected area. *Marine Environmental Research* 116, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.02.007>
- Doherty, P.J., 1991. Spatial and temporal patterns in recruitment. The ecology of fishes on coral reefs 509, 261–293. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-092551-6.50015-5>
- Dufour, V., Jouvenel, J.-Y., Galzin, R., 1995. Study of a Mediterranean reef fish assemblage: Comparisons of population distributions between depths in protected and unprotected areas over one decade. *Aquatic Living Resources* 8, 17–25.
- Faillietaz, R., Voué, R., Crec'hriou, R., Garsi, L.H., Lecaillon, G., Agostini, S., Lenfant, P., Irisson, J.O., 2020. Spatio-temporal patterns of larval fish settlement in the northwestern

- Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 650, 153–173.
<https://doi.org/10.3354/meps13191>
- Gonçalves, J.M.S., Erzini, K., 2000. The reproductive biology of the two-banded sea bream (*Diplodus vulgaris*) from the southwest coast of Portugal. *Journal of Applied Ichthyology* 16, 110–116.
- Harmelin-Vivien, M.L., Harmelin, J.G., Leboulleux, V., 1995. Microhabitat requirements for settlement of juvenile sparid fishes on Mediterranean rocky shores. *Hydrobiologia* 300, 309–320. <https://doi.org/10.1007/BF00024471>
- Hussein, C., Verdoit-Jarraya, M., Pastor, J., Ibrahim, A., Saragoni, G., Pelletier, D., Mahévas, S., Lenfant, P., 2011. Assessing the impact of artisanal and recreational fishing and protection on a white seabream (*Diplodus sargus sargus*) population in the north-western Mediterranean Sea using a simulation model. Part 1: Parameterization and simulations. *Fisheries Research* 108, 163–173.
- Joubert, E., Gauff, R.P.M., de Vogüé, B., Chavanon, F., Ravel, C., Bouchouca, M., 2023. Artificial fish nurseries can restore certain nursery characteristics in marine urban habitats. *Marine Environmental Research* 106108.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.106108>
- Le Cren, E.D., 1951. The Length-Weight Relationship and Seasonal Cycle in Gonad Weight and Condition in the Perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology* 20, 201–219.
- Leleu, K., 2012. Suivi et évaluation de la pêche professionnelle au sein d'une Aire Marine Protégée : protocoles d'enquêtes et indicateurs de pression et d'impact. Application au Parc Marin de la Côte Bleue. (These de doctorat). Aix-Marseille Université.
- Lenfant, P., 1998. Influence des paramètres démographiques sur la différenciation génétique intra- et inter- populations : Le cas du poisson marin, *Diplodus sargus* (Linné, 1758). Université Pierre et Marie CURIE et l'Ecole Pratique des Hautes Etudes, Laboratoire d'Ichtyoécologie Tropicale et Méditerranéenne.
- Lenfant, P., Gudefin, A., Fonbonne, S., Lecaillon, G., BLIN, E., Lourie, S.M., Boissery, P., Loeuillard, J.-L., Palmaro, A., Herrouin, G., Person, J., 2015. Restauration écologique des nurseries des petits fonds côtiers de Méditerranée, orientation et principes.
- Mahévas, S., Pelletier, D., 2004. ISIS-Fish, a generic and spatially explicit simulation tool for evaluating the impact of management measures on fisheries dynamics. *Ecological Modelling* 171, 65–84.
- Mallet, D., Pelletier, D., 2014. Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: A review of sixty years of publications (1952–2012). *Fisheries Research* 154, 44–62. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.01.019>
- Menu, M., Vaz, S., Ouisse, V., 2019. Rapport final du projet CHAMILA (Cartographie des habitats en milieu lagunaire méditerranéen). <https://doi.org/10.12770/AA238B1D-F9F0-4B82-B894-4713621C2714>
- Mercader, M., 2018. Rôle des infrastructures portuaires dans le maintien des populations de poissons côtiers Apports de la restauration écologique (Océanologie). Université de perpignan via domitia.
- Mercader, M., Mercière, A., Saragoni, G., Cheminée, A., Crec'hriou, R., Pastor, J., Rider, M., Dubas, R., Lecaillon, G., Boissery, P., Lenfant, P., 2017. Small artificial habitats to enhance the nursery function for juvenile fish in a large commercial port of the Mediterranean. *Ecological Engineering* 105, 78–86. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.03.022>
- Mouine, N., Francour, P., Ktari, M.H., Chakroun-Marzouk, N., 2012. Reproductive biology of four *Diplodus* species *Diplodus vulgaris*, *D. annularis*, *D. sargus sargus* and *D. puntazzo* (Sparidae) in the Gulf of Tunis (central Mediterranean). *Marine Biological Association of the United Kingdom. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 92, 623–631. <http://dx.doi.org/10.1017/S0025315411000798>

- Mouine, N., Francour, P., Ktari, M.H., Chakroun-Marzouk, N., 2007. The reproductive biology of *Diplodus sargus sargus* in the Gulf of Tunis (central Mediterranean). *Scientia Marina* 71, 461–469.
- Ouisse, V., Aliaume, C., Amilhat, Eric, Bouchoucha, M., Bourjea, J., Darnaude, A.M., Derolez, V., Faliex, B., Giraud, A., Grillas, P., Kirchhofer, D., Lenfant, P., Miard, T., Nicolas, D., Pastor, J., Rivoalan, D., Simon, G., Vaz Sandrine, 2017. Expertise collective « Habitats-Poissons » en lagune.
- Pastor, J., 2008. Rôle des enrochements côtiers artificiels dans la connectivité des populations, cas du sar commun (*Diplodus sargus*, Linné, 1758) en Méditerranée nord-occidentale. Université de Perpignan; Ecole pratique des hautes études, EPHE PARIS.
- Paterna, F., 2007. Characterisation of the Nursery Areas for YOY Sparidae Fish Species In a Mediterranean Coastal Lagoon (SE Iberian Peninsula). *Anales de Biología* 29, 3–11.
- Pelletier, D., Carpentier, L., Roman, W., Bockel, T., 2015. La vidéo rotative autonome pour l'observation des habitats et de la macrofaune côtiers (No. AMBIO/A/1). IFREMER, Nouméa.
- Pelletier, D., Roos, D., Bouchoucha, M., Schohn, T., Roman, W., Gonson, C., Bockel, T., Carpentier, L., Preuss, B., Powell, A., Garcia, J., Gaboriau, M., Cadé, F., Royaux, C., Le Bras, Y., Reecht, Y., 2021. A Standardized Workflow Based on the STAVIRO Unbaited Underwater Video System for Monitoring Fish and Habitat Essential Biodiversity Variables in Coastal Areas. *Front. Mar. Sci.* 0. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.689280>
- Planes, S., Jouvenel, J.-Y., Lenfant, P., 1998. Density dependence in post-recruitment processes of juvenile sparids in the littoral of the Mediterranean sea. *Oikos* 83, 293–300. <https://doi.org/10.2307/3546840>
- Planes, S., Romans, P., 2004. Evidence of genetic selection for growth in new recruits of a marine fish. *Molecular Ecology* 13, 2049–2060.
- Pouget, F., Schäfer, J., Dutruch, L., Garnier, C., Tessier, E., Dang, D.H., Lancelor, L., Mullot, J.-U., Lenoble, V., Blanc, G., 2014. Sources and historical record of tin and butyl-tin species in a Mediterranean bay (Toulon Bay, France). *Environ Sci Pollut Res Int* 21, 6640–6651. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2576-6>
- Tessier, E., 2012. Diagnostic de la contamination sédimentaire par les métaux/métalloïdes dans la rade de Toulon et mécanismes contrôlant leur mobilité (phdthesis). Université de Toulon.
- Vigliola, L., 1998. Contrôle et régulation du recrutement des Sparidae (Poissons, Téléostéens) en Méditerranée : importance des processus pré- et post-installation benthique (These de doctorat). Université Aix-Marseille 2.
- Vigliola, L., Harmelin-Vivien, M., Biagi, F., Galzin, R., Garcia-Rubies, A., Harmelin, J., Jouvenel, J., Le Direach-Boursier, L., Macpherson, E., Tunesi, L., 1998. Spatial and temporal patterns of settlement among sparid fishes of the genus *Diplodus* in the northwestern Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 168, 45–56.
- Wafo, E., Abou, L., Nicolay, A., Boissery, P., Perez, T., Ngono Abondo, R., Garnier, C., Chacha, M., Portugal, H., 2016. A chronicle of the changes undergone by a maritime territory, the Bay of Toulon (Var Coast, France), and their consequences on PCB contamination. *SpringerPlus* 5, 1230. <https://doi.org/10.1186/s40064-016-2715-2>
- Wortley, L., Hero, J.-M., Howes, M., 2013. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature: Trends and Gaps in Empirical Evaluations. *Restor Ecol* 21, 537–543. <https://doi.org/10.1111/rec.12028>