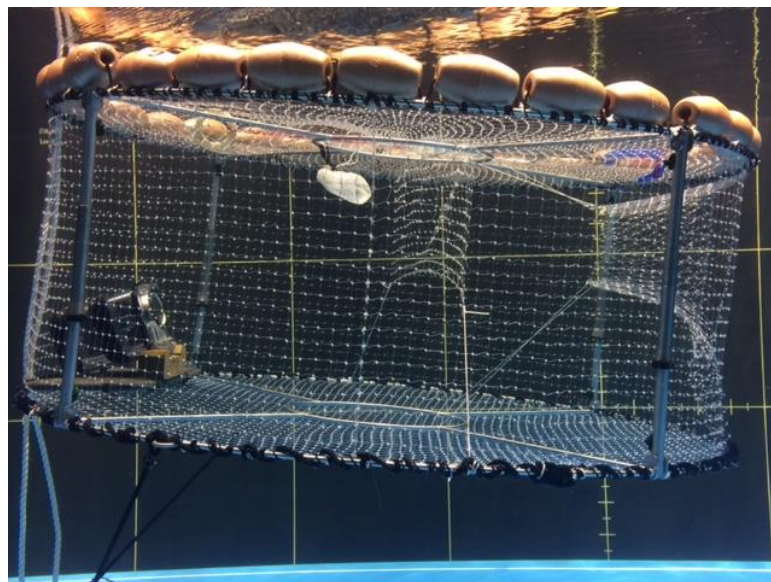


BAITFISH : Behaviour, performAnce and Impacts of Trap FISH

Rapport final de projet



IFREMER/RBE/STH/LTHB Lorient

Méhault, S, Morandeau, F., Fluhr, J., Simon, J., Baudry J., Ledreau, N., Cortay, A. , F., Kopp, D.

Université de Bretagne Sud – CompositIC

Yves Grohens • Morgan DEROINE

Comité départemental des Pêches Maritimes et des Elevages Marins du Finistère

Solenne LE GUENNEC • Erwan QUEMENEUR

Juin 2022

Fiche documentaire

Titre du rapport : BAITFISH : Behaviour, performAnce and Impacts of Trap FISH	
Référence interne : RBE/STH/LTBH 2022-01 Diffusion : ☒ libre (internet) ☐ restreinte (intranet) – date de levée d’embargo : AAA/MM/JJ ☐ interdite (confidentielle) – date de levée de confidentialité : AAA/MM/JJ	Date de publication : Février 2022 Version : 1.0.0 Référence de l’illustration de couverture Ifremer 2021 Langue(s) : Français
Résumé: Le projet Baitfish est né d’un intérêt croissant des pêcheurs professionnels pour la nasse à poissons. Les essais réalisés au début des années 2010 avec les nasses disponibles sur le marché n’ont permis de capturer que du congre et du tacaud, espèces de faible intérêt pour les pêcheurs professionnels. Il s’agissait de définir une espèce à cibler – qui s’est avéré être le griset (<i>Spondyllosoma cantharus</i>)-, de définir les meilleurs appâts permettant de l’attirer, puis de concevoir, étape par étape, un piège adapté à son comportement naturel grâce à l’utilisation de la vidéo sous-marine. Le prototype ainsi conçu répond à un cahier des charges établi en concertation avec les professionnels : bonne tenue dans le courant, faible encombrement à bord, moindre impact sur les fonds marins et évitement de la pêche fantôme en cas de perte de l’engin. Parmis tous les appâts testés, la coque s’est révélée être le plus intéressant pour les expérimentations d’attraction du griset. La conception du prototype de nasse s’est basée sur une série de 4 hypothèses consécutives qui ont permis de définir une nasse flottée (ie. décollée du fond et donc orientable dans le courant), recouverte d’un filet en monofilament transparent avec une seule goulotte « rectangulaire ». Sa tenue dans le courant et son ergonomie (ie. caractère pliant) ont été possibles grâce à la mise au point de montants métalliques articulés ou des montants en plastique sans mémoire de forme. L’impact des nasses sur les fonds marins a été évalué grâce à un système de stéréo-visio capable de détecter les mouvements de l’engin au cours d’un cycle de marée. Leur impact s’est révélé nul ou non significatif. La limitation de la pêche fantôme a été abordée via le développement d’un fil biodégradable permettant l’ouverture de la nasse et par conséquent l’échappement des poissons pris au piège en cas de perte ou abandon de l’engin. Une seconde application du travail sur les biomatériaux a permis le développement d’appâts artificiels constitués de plastique biodégradable incluant dans sa formulation de l’appât naturel (poudre de coques déshydratées).	

Mots-clés/ Key words :

Nasse à poisson, griset, dorade grise, impact, engin dormant, appât
Fish pot, fish trap, black seabream, impact, passive gear, bait

Comment citer ce document :

Méhault, S., Deroiné, M, Morandeau, F., Fluhr, J., Simon, J., Baudry J., Ledreau, N., Cortay, A., Kopp, D. 2022. BAITFISH : Behaviour, performance and impacts of fish traps. Rapport Ifremer HALGO/LTBH/2022-01.

Commanditaire du rapport : FFP - FEAMP
Nom / référence du contrat :

☐ Rapport intermédiaire (réf. bibliographique : XXX)

☒ Rapport définitif (réf. interne **du rapport intermédiaire** : RBE/STH/LTBH AN-NUM/ID ARCHIMER)

Sommaire

Table des matières

1	Introduction	11
1.1	Les partenaires et leurs rôles	12
1.1.1	L'Ifremer	12
1.1.2	L'Université de Bretagne Sud (UBS)	12
1.1.3	Le CDPM 29.....	12
1.2	Déroulement du projet.....	12
2	Synthèse bibliographique et enquête sur l'état de l'art de l'utilisation des nasses à poisson	13
2.1	Synthèse bibliographique	13
2.2	Enquêtes auprès des pêcheurs.....	17
2.3	Résultats des enquêtes.....	17
2.3.1	Utilisation de la nasse à poisson.....	17
2.3.2	Appâts et conditions rapportées pour la capture du congre	19
2.3.3	Appâts et conditions rapportées pour la capture du homard.....	19
3	Expérimentation pour la sélection des meilleurs appâts pour le griset.....	20
3.1	Introduction.....	20
3.2	Materials and methods	21
3.2.1	Study area.....	21
3.2.2	Tested baits	22
3.2.3	Experimental device	23
3.2.4	Footages Analysis	23
3.2.4.1	Footage selection	23
3.2.4.2	Screen partitioning	23
3.2.5	Black seabream behaviors	24
3.2.6	Statistics.....	26
3.2.6.1	Bait selection	26
3.2.6.2	Black seabream behaviours towards the three selected baits.....	26
3.2.6.3	Proportions of individuals entering the interest and the bait areas	26
3.2.6.4	Time budget.....	26
3.2.6.4.1	Black seabream orientation	27
3.2.6.4.2	Orientation towards the bait.....	27
3.2.6.4.3	Orientation towards the current.....	27
3.3	Results	28

3.3.1	Bait selection.....	28
3.3.2	Observation latency time.....	29
3.3.3	Proportions of individuals entering the interest and the baited areas	29
3.3.4	Time budget	29
3.3.5	Black seabream orientation	30
3.3.5.1	Orientation towards the current.....	30
3.3.5.2	Orientation towards the bait	31
3.4	Discussion.....	31
4	Développement d'un prototype de nasse à poisson.....	35
4.1	Introduction	35
4.2	Matériel et méthodes	38
4.2.1	Dispositif d'observation sous-marines.....	38
4.2.2	Conception du prototype de nasse.....	40
4.2.2.1	La structure ronde.....	40
4.2.2.2	La forme flottée ou lestée.....	40
4.2.2.3	Dispositif « anti-araignées ».....	41
4.2.2.4	Recouvrement du piège	41
4.2.2.5	Les goulottes	41
4.2.3	Plan d'échantillonnage.....	42
4.2.4	Mise en œuvre de la vidéo.....	42
4.2.5	Dépouillement des données vidéos.....	43
4.2.5.1	Methodology for confirming the presence of fishes in the videos.....	45
4.2.5.2	Fish behaviour screening	45
4.3	Résultats.....	46
4.3.1	Aspect ergonomique.....	47
4.4	Essais des prototypes à bord de navires de pêche professionnelle	47
5	Caractéristiques physiques des prototypes.....	50
5.1	Objectif et contexte	50
5.2	Matériel et méthode.....	50
5.2.1	Deux modèles de nasse.....	50
5.2.2	Capteurs	51
5.3	Résultats.....	53
5.3.1	PP2 Nasse petite plastique 2.....	54
5.3.2	GP4 Nasse grande plastique 4	54
5.3.3	PM6 Nasse petite métallique 6.....	55

5.3.4	GM2 Nasse grande métallique 2	56
5.4	Conclusion	56
6	Impacts des nasses à poisson	58
6.1	1. Introduction	58
6.2	2. Material and methods	60
6.2.1	2.1. Sea trials	60
6.2.2	2.2 Video data collection	62
6.2.2.1	2.2.1 Stereovision during soaking time	62
6.2.2.2	During retrieval.....	64
6.2.3	2.3. Current measurements and trap orientation.....	65
6.3	Results	65
6.3.1	Impacts during soaking time	65
6.3.1.1	Trap rotation.....	65
6.3.1.2	Trap slide and penetration	66
6.3.2	Impacts during retrieval	67
6.4	Discussion	67
7	Nasses et biomatériaux.....	72
7.1	Introduction.....	72
7.1.1	Contexte	72
7.1.2	Le projet BAITFISH	72
7.1.3	Descriptif du rapport	73
7.2	Synthèse bibliographique	74
7.2.1	La pollution des océans par le plastique	74
7.2.1.1	Les déchets marins	74
7.2.1.1.1	Fragmentation des macro-plastiques.....	75
7.2.1.2	Impact sur l'écosystème marin.....	75
7.2.1.2.1	Phénomène de pêche fantôme.....	75
7.2.1.2.2	Des chaînes alimentaires contaminées à tous les niveaux trophiques	76
7.2.2	Les engins de pêche biodégradables	77
7.2.2.1	Les biopolymères : définitions.....	77
7.2.2.1.1	Disponibilité sur le marché.....	78
7.2.2.2	Le monde de la pêche aujourd'hui	79
7.2.2.2.1	Analyse de l'existant.....	79
7.2.2.3	État de l'art	79
7.2.2.3.1	Viellissement des biopolymères en milieu marin.....	79

7.2.2.3.2	Efficacité de ces matériaux sur les captures	81
7.2.3	Principe de capture avec des appâts	82
7.2.3.1	Comportement alimentaire du poisson	82
7.2.3.1.1	La chimio-réception : système olfactif et gustatif	82
7.2.3.1.2	La localisation des sources d'odeurs	83
7.2.3.2	Caractéristiques des appâts	83
7.2.3.3	Développement d'appât alternatifs	84
7.3	Matériaux et méthodes expérimentales	85
7.3.1	Présentation des matériaux	85
7.3.1.1	Pour les engins de pêche	85
7.3.1.2	Pour les appâts	85
7.3.2	Procédés de mise en forme	87
7.3.2.1	Extrudeuse baxis co-rotative	87
7.3.2.2	Ligne d'extrusion monovis	88
7.3.2.3	Presse à plateaux	89
7.3.2.4	Imprimante 3D	89
7.3.3	Méthodes expérimentales	90
7.3.3.1	Technique de caractérisation	90
7.3.3.1.1	Propriétés thermiques et physico-chimiques	90
7.3.3.1.2	Propriétés mécaniques	92
7.3.3.2	Vieillessement en immersion en milieu marin	93
7.3.3.3	Tests de Biodégradation	93
7.3.3.3.1	Principe	93
7.3.3.3.2	Protocole	94
7.4	Résultats et discussions	95
7.4.1	Développement d'un filament biodégradable	95
7.4.1.1	Stratégie adoptée	95
7.4.1.2	Cahier des charges	96
7.4.2	Étude du vieillissement des monofilaments	97
7.4.2.1	Étude de la dégradation en milieu marin	97
7.4.2.1.1	Observations microscopiques	97
7.4.2.1.2	Évolution des propriétés mécaniques	101
7.4.2.1.3	Évolution des propriétés thermiques	105
7.4.2.1.4	Évolution de la masse molaire	107
7.4.2.1.5	Évolution de la température de dégradation (ATG)	107

7.4.2.2	Étude de la biodégradation en milieu marin	109
7.4.3	Développement d'appâts sélectifs	110
7.4.3.1	Les polymères hydrosolubles	110
7.4.3.2	Analyse des polymères en solution	111
7.4.3.3	Étude de la biodégradation	117
7.4.3.4	Observations sous-marines des appâts en conditions naturelles	119
7.5	Conclusion générale & perspectives	125
8	Références bibliographiques	126
9	Annexes	137
9.1	Compte rendu du voyage d'étude à Bergen (Norvège) sur les nasses à poisson.....	137
9.1.1	Visite de l'IMR et échanges avec l'équipe de technologistes	137
9.1.2	Embarquement sur navire professionnel : nasse à poisson et casier à langoustine.....	139
9.1.3	Visite du point de débarquement et de traitement du poisson de la région Bergen (pêche artisanale)	141
9.1.4	Bilan photo	141
9.2	Mesures physiques des prototypes de nasses enregistrées au bassin d'essais	144
9.2.1	Petite nasse, montants plastiques PP2 (lest : 25kg)	144
9.2.2	Grande nasse, montants plastiques GP4 (lest : 25kg)	146
9.2.3	Petite nasse, montants métalliques PM6 (lest : 25kg)	148
9.2.4	Grande nasse, montants métalliques GM2 (lest : 25kg)	150
9.3	Evènements et revue de presse	152
9.3.1	Fête de la science	152
9.3.2	Lundis de la mer	152
9.3.3	World Fisheries Conférence	152
9.3.3.1	Communication orale sur le développement de la nasse à poisson	152
9.3.3.2	Poster sur les impacts de la nasse à poisson sur les fonds marin	153
9.3.4	Rapport annuel du FTFB	153
9.3.5	Colloque de l'association Française d'Halieutique	154
9.3.6	Conférence annuelle du FTFB 2021	155
9.3.7	Webinaire FFP.....	156
9.3.8	Financial Times	156
9.3.9	Radio Canada	156
9.3.10	Valorisation artistique de Baitfish	157
9.3.11	Sciences Ouest.....	158
9.4	Articles scientifiques.....	159

9.4.1	Impacts des nasses à poisson (article publié)	159
9.4.2	Observation du comportement autour des appâts préférentiel du grisè (article en fin de rédaction pour soumission au journal « Frontiers in marine science »)	159
9.4.3	Conception d'une nasse à poisson basée sur le comportement naturel du grisè (article en fin de rédaction pour soumission au journal « Frontiers in marine science »)	159
9.4.4	The conversation.....	160
9.5	Vidéo réalisée par le CDPM29.....	160

1 Introduction

Le projet Baitfish est né d'un intérêt croissant de la part des halieutes et des pêcheurs professionnels pour les techniques de pêche de moindre impact, dont la nasse à poisson. La nasse est un piège qui consiste à attirer le poisson pour le capturer et empêcher son échappement. La nasse fonctionne sur le même principe que le casier à crustacés ; les deux engins se distinguent par leur espèces cibles. Ce point de vocabulaire a son importance puisque les casiers à crustacés ne sont pas soumis à la même réglementation que les nasses à poisson. La nasse à poisson est utilisée dans plusieurs pays à travers le monde, et en Europe, c'est en Norvège que cet engin est le plus utilisé pour cibler le brosme et le cabillaud. Les pêcheurs français qui ont repris le modèle norvégien sur les côtes françaises métropolitaines ont essentiellement observé des captures de congre et de tacaud. Les projets scientifiques des années 2010 qui avaient pour objectif de comprendre et développer la nasse à poisson en Bretagne se sont confrontées aux mêmes espèces. Cependant, le congre et le tacaud ne sont pas des espèces à valeur marchande suffisante pour que la pratique de la nasse se développe. C'est dans ce contexte que le projet Baitfish a proposé de développer une nasse à poisson sur la base d'une nouvelle hypothèse : *si une espèce d'intérêt peut être prise sur un hameçon appâté, elle peut être attirée et capturée par un piège appâté*. Il s'agit alors de concevoir un piège en adéquation avec le comportement naturel du poisson attiré par un appât. Cette approche méthodologique basée sur le comportement des poissons nécessite d'abord de sélectionner une espèce en particulier. Cette sélection a été réalisée en concertation avec les pêcheurs professionnels partenaires du projet. Deux espèces d'intérêt ont été identifiées : le griset (ou dorade grise) et le rouget barbet. De part son abondance sur les sites d'expérimentation accessibles dans le cadre du projet Baitfish, c'est le griset qui a été retenu. Il n'était pas envisageable de travailler sur les deux espèces simultanément du fait de la morphologie et du comportement différents de ces deux espèces. La concertation avec les pêcheurs professionnels a aussi permis de définir un cahier des charges pour le développement d'une nasse à poisson ergonomique adaptée à leur navire et zones de pêche. Les engins devaient être pliables à bord pour limiter leur encombrement, mais rigide et déployés sous l'eau pour ne pas se déformer face au courant. Du fait de la réglementation sur les nasses, les nouveaux engins devaient pouvoir capturer du poisson sans prise de crustacé. Et enfin, les nasses doivent être en mesure de démontrer un moindre impact sur les fonds marins et la ressource, en particulier en évitant de continuer à capturer en cas de perte ou d'abandon (pêche fantôme). C'est grâce à sa dimension pluridisciplinaire que le projet Baitfish a pu répondre à ces différents critères de conception : Baitfish a permis d'intégrer à la fois l'étude du comportement des espèces cibles et accessoires, la vidéo sous-marine, la technologie des engins de pêche, l'impact physique sur les fonds marins et le développement de biomatériaux.

Les travaux sur la nasse à poisson ont commencé par une étude bibliographique qui a permis de recenser les connaissances sur l'utilisation et la conception des nasses à poisson. Parallèlement, des enquêtes ont été menées auprès des pêcheurs locaux, à la fois pour connaître leur pratique de la nasse à poisson, les espèces ciblées et capturées, mais aussi les appâts utilisés. L'ensemble de ces informations a constitué le point de départ des travaux réalisés dans le cadre du projet Baitfish.

1.1 Les partenaires et leurs rôles

1.1.1 L’Ifremer

L’équipe de technologie halieutique de l’Ifremer de Lorient a pris en charge la coordination du projet, les expérimentations pour la sélection des appâts et les essais de prototypes en mer, la conception des nasses au bassin d’essai, l’analyse des vidéos sous-marines et la valorisation des résultats relatifs aux prototypes et au comportement des espèces.

1.1.2 L’Université de Bretagne Sud (UBS)

L’UBS a pris en charge la conception de matériaux biodégradables à intégrer dans une nasse. Il s’agissait de concevoir un fil permettant à la nasse de s’ouvrir en cas de perte ou abandon de l’engin, évitant ainsi le phénomène de « pêche fantôme ». D’autre part, le travail de l’UBS a porté sur le développement d’un appât semi-artificiel, un appât biodégradable.

1.1.3 Le CDPM 29

Le Comité Départemental des Pêches Maritimes du Finistère a permis l’organisation des réunions de projets dans ses locaux, a assuré le lien entre les scientifiques et les pêcheurs partenaires et a réalisé un film documentant le déroulement du projet Baitfish.

1.2 Déroulement du projet

Le projet Baitfish a démarré en janvier 2018 pour une durée initialement prévue de 3 ans. La première année était dédiée à la sélection des appâts. La seconde année a été consacrée au développement d’un prototype de nasse ainsi qu’à l’étude d’impact des nasses sur le fond. La troisième année était consacrée au test des prototypes de nasses en conditions commerciales à bord des navires professionnels partenaires du projet. La crise sanitaire survenue en 2020 a cependant retardé la conception des prototypes de nasses auprès des équipementiers et par conséquent les essais à bord des navires professionnels. Une extension d’un an a été accordée pour compenser ce retard. Les travaux sur les biomatériaux se sont déroulés sur toute la durée du projet.

2 Synthèse bibliographique et enquête sur l'état de l'art de l'utilisation des nasses à poisson

2.1 Synthèse bibliographique

Cette revue bibliographique sur l'état de l'art en Europe et dans le monde sur les nasses à poisson a été réalisée à partir de publications scientifiques et complétée par les retours d'expériences des technologistes des pêches étrangers. Cette première approche avait pour objectif de tirer les meilleurs enseignements des expériences étrangères en vue de développer des techniques adaptées aux pêcheries bretonnes.

Plusieurs publications comparent l'effet de différentes conceptions d'engins sur leur performance de capture d'espèces ciblées. Ces études montrent que le volume de la nasse a un effet sur les prises : plus la nasse est grande, plus la capture par unité de volume est grande. L'échappement des poissons serait inversement proportionnel à la taille de l'engin (Furevik and Løkkeborg, 1994). Les grandes nasses présentent cependant l'inconvénient d'occuper une place conséquente à bord des navires. Les nasses pliantes peuvent palier à cet inconvénient grâce à leur encombrement en deux dimensions au lieu de trois. La facilité de manipulation des engins est aussi un paramètre important à prendre en compte lors d'une réflexion sur le développement de nouveaux modèles de nasses.

On recense dans la littérature quatre principaux éléments de conception des nasses influant sur leur capturabilité : la position de l'appât, le nombre de chambres, la forme des goulottes et le caractère flottant des engins. Furevik and Løkkeborg (1994) suggèrent de positionner les appâts au même niveau que les goulottes. En effet, la probabilité de capture augmente si la diffusion de l'appât induite par les courants est dans le même axe que la goulotte d'entrée. L'approche du poisson du côté de la goulotte augmenterait donc bien les chances de capture. Il est donc très opportun de concevoir les nasses de telle façon que celles-ci puissent positionner leur goulotte d'entrée sous le courant (de nombreuses références sur le sujet sont citées dans Furevik et Løkkeborg 1994). Ce dernier cite l'exemple des observations de Valdermarsen et al. (1977) qui montrent que 90% des haddocks approchent une nasse appâtée sous le courant seulement, alors qu'une nasse non appâtée est approchée de toutes les directions. De même, les expérimentations de Løkkeborg et Humborstad¹ ont montré l'importance de rendre les nasses flottantes orientables dans le courant : 95% des morues approchent la nasse du côté de la goulotte si celle-ci est sous le courant et dans son axe, alors que seulement 4% approchent la nasse par la goulotte si celle-ci n'est pas dans l'axe du courant. De plus, les engins décollés du fond présentent l'avantage de réduire les prises non désirées de crustacés qui peuvent abîmer les captures d'espèces cibles (ou être interdites dans le cas des pêcheries bretonnes). Furevik et al. (2008) ont confirmé le bénéfice d'utiliser des nasses flottantes plutôt que des nasses posées sur le fond, à la fois pour éliminer les prises indésirées de crabes, mais aussi pour améliorer les captures de morue (*Gadus morhua*). La capture de ces espèces accessoires, est un problème

récurrent dans la pratique que la pêche à la nasse. De ce point de vue la nasse norvégienne s'est révélée intéressante (Treasurer, 2000).

D'autre part, le nombre de compartiments semble aussi avoir un effet sur la performance des nasses : Furevik & Lokkeborg, 1994 ont en effet montré que les nasses à deux chambres sont plus performantes. Lokkeborg et Humborstad (2008)² ont aussi observé des captures de morue avec des nasses norvégiennes à double chambre 15 fois supérieures à celles observées avec des nasses à une chambre. La conception des nasses, en particulier des goulottes aurait un effet significatif sur la performance des nasses. Les goulottes idéales sont celles qui facilitent l'entrée mais qui compliquent la sortie du poisson. L'approche et le passage du poisson par la goulotte est en effet la phase la plus critique du processus de capture. Furevik et Lokkeborg (1994) pensent par exemple que les goulottes longues et étroites rendent l'échappement des poissons plus difficile. Ces auteurs ont montré que les goulottes plus longues avec une entrée verticale sont plus efficaces que les goulottes plus courtes, larges et avec une entrée horizontale. Leurs travaux de 1994 suggèrent aussi que les nasses à deux entrées augmentent les probabilités de captures, en particulier dans le cas de la morue.

Cependant des travaux plus récents (FTFB 2008) contredisent ces résultats : Des expérimentations menées en Norvège ont montré que les nasses flottantes à deux chambres mais avec une seule entrée ont des rendements 45% supérieurs à ceux obtenus avec les mêmes nasses à deux entrées. Le fait que les nasses soient flottantes et donc orientables dans le courant peut expliquer ces divergences.

Le temps d'immersion des engins est aussi un paramètre important pour optimiser les performances de captures des nasses. Cole *et al.*, 2004 ont montré que le taux de capture de la 'blue cod' (*Parapercis colias*) à la nasse en Nouvelle Zélande est dépendante du temps d'immersion des engins. En effet, plus le temps d'immersion est long, plus le nombre de prises a des chances d'être élevé, mais la probabilité d'échappement en est d'autant plus forte. De nombreux auteurs montrent cependant que le pic de capture a lieu au cours des premières heures d'immersion de l'engin, lorsque la diffusion de l'appât est la plus forte (Furevik, 1994).

D'après la littérature, on peut dissocier deux principaux modes de pêche à la nasse : avec ou sans appât. Le type d'appât utilisé est un paramètre qui permet d'optimiser les performances des nasses. Certains appâts se révèlent meilleurs que d'autres pour les espèces ciblées. Les comparaisons de captures réalisées par Furevik et Lokkeborg (1994) ont montré que les appâts constitués de calamar ou de crabes sont plus efficaces que ceux de hareng pour capturer de la morue. L'appât attire le poisson dans un rayon de diffusion autour de la nasse. Afin d'optimiser cette phase d'attraction, les nasses disposées en filières devraient être écartées les unes des autres de telle façon que la diffusion de l'appât de deux engins ne se recouvre pas (Furevik, 1994). Le même auteur rapporte plusieurs types de comportements des poissons autour de l'appât. Il a observé que les individus retenus par l'engin s'intéressent relativement peu à l'appât et le consomment à peine une fois à l'intérieur. L'effet attractant de l'appât diminue assez

¹ et ² Présentation des travaux sur les nasses à poisson au cours du groupe de travail Fish Behaviour and Fish Technology (FTFB) en 2008.

rapidement. Une nasse perdue ou abandonnée, n'est donc *a priori* plus très pêchante au bout de quelques temps, et le taux d'échappement augmente avec le temps. Cependant, il y aurait un effet auto-appâtant par les captures, ce qui pourrait rendre la nasse pêchante plus longtemps (Furevik 1994). A l'inverse, d'autres auteurs (High & Beardsley, 1970) ont rapporté un effet de saturation lorsqu'un grand nombre de poissons retenus dans la nasse peut effrayer les individus nageant autour de l'engin et les faire s'en éloigner. Cela pourrait expliquer que des taux de capture sont parfois plus importants dans les grandes nasses.

La méthode de pêche sans appât est principalement utilisée dans les caraïbes, autour des récifs coralliens. Leur efficacité, qui peut être semblable à celle obtenue avec des nasses appâtées, est probablement due aux mouvements aléatoires de l'engin, à la curiosité des poissons, ou au fait qu'il s'en serve comme abri ou résidence, afin d'éviter le danger de prédation par exemple (Furevik, 1994).

Dans le cas des nasses non appâtées, l'apparence et les matériaux de conception de l'engin ont leur importance. Munro (1974) indique que, pour les mêmes dimensions, un engin en bois de silhouette complexe serait plus efficace qu'un engin métallique aux lignes plus droites. De même, les nasses avec un large maillage présenteraient une image visuelle plus faible, et par ce fait seraient peut-être moins efficaces (Luckhurst & Ward (1985)).

La stratégie d'utilisation des nasses est différente si elles sont appâtées ou pas. Le temps d'immersion par exemple sera beaucoup plus long si la nasse n'est pas appâtée puisque sa stratégie de capture est basée sur l'effet refuge. A l'inverse, le temps de pêche optimum d'une nasse appâtée est déterminé par le temps de diffusion de l'appât (Furevik 1994).

Le succès de la capture de poisson à la nasse réside en grande partie dans la compréhension du comportement des espèces face à l'engin. Le processus de capture peut être décomposé en plusieurs étapes : (1) l'attraction, (2) la capture et (3) la rétention. Des études montrent que le ratio entre le nombre de poissons approchant l'engin et le nombre de poisson affectivement capturé peut être très faible (par exemple Cole et al., (2004) a estimé par exemple que 93% des *blue cods* approchant les nasses ne sont pas capturées).

La compréhension du comportement des espèces face aux engins de pêche est primordiale pour les optimiser. La vidéo sous-marine est le moyen technologique le plus communément utilisé pour observer le comportement des animaux sous-marins. Les observations de Furevik et Lokkeborg (1994) ont montré par exemple que la morue est plus méfiante que le brosme à l'approche de la nasse. Furevik (1994) mentionne des études où la morue et la lingue passent plusieurs heures autour de la nasse avant, pour certaines d'entre elles, de pénétrer à l'intérieur. Ces observations confirment que le processus de capture est bien composé de plusieurs phases, l'attraction, l'approche, la pénétration et la rétention (voire l'échappement).

Le comportement des individus est variable selon les espèces, probablement aussi selon les zones géographiques et leur âge. High & Beardsley (1970) rapportent que certaines espèces nagent en rond (ex: Chaetodontidae), alors que d'autres semblent chercher de façon intermittente (ex : Serranidae). La morue par exemple, outre nager en rond dans la nasse, paraît chercher une voie de sortie au travers des mailles. Ce comportement tend à montrer

l'importance d'ajuster la taille du maillage avec les espèces ciblées. Cela montre aussi le potentiel de sélectivité par taille de ces engins dont les mailles restent en permanence ouvertes. La taille des individus capturés est directement liée à la taille des mailles des nasses Sutherland et al (1987). A taille de maille équivalente, et pour une même espèce (cas du *sablefish*), Parks 1973 indique que les nasses sont plus sélectives que le chalut, cela est probablement dû à la différence de comportement de l'espèce face aux deux engins.

La sélectivité par espèce est aussi un thème abordé par Furevik (1994) : plusieurs expérimentations consistant à comparer les types de prises faites avec d'autres engins (lignes par exemple) et les captures faites avec les nasses montrent que les mêmes espèces ne sont pas capturées dans les mêmes proportions. La conception des nasses affecte les espèces ciblées. De plus, toutes les espèces ne sont pas capturables à la nasse : dans les zones récifales présentant une grande diversité, les nasses se sont montrées sélectives dans le sens où elles n'ont pêché que 25% des espèces observées.

Enfin, l'une des critiques les plus importantes sur les nasses citées dans la littérature est le risque de pêche fantôme. Au cours d'une étude menée par Ayaz *et al.*, (*sine data*) sur la pêche fantôme par les nasses, le nombre de poissons capturés est le plus important au cours des 3 premiers jours de la période d'abandon ou de perte de l'engin. L'engin semble cependant toujours être pêchant même une fois que l'appât est consommé, probablement à cause de l'attraction provoquée par les individus capturés. Mais les auteurs ont noté que la plupart des individus ont pu s'échapper et aucun d'entre eux n'a été observé mort à l'intérieur de la nasse. La capacité des poissons à s'échapper de la nasse dépend aussi de la complexité du chemin de sortie. Mathiews *et al* (1987) ont montré que la pêche fantôme des pêcheries à la nasse peut avoir des conséquences économiques importantes (cas au Koweït). Ils ont cependant identifié des solutions pour tenter d'y remédier. Il existe par exemple un système d'anode qui se dégrade après quelques temps d'immersion et permet l'ouverture d'une des faces de l'engin, permettant ainsi aux poissons retenus de s'échapper. Un panneau en fil de coton dégradable est aussi préconisé dans la pêcherie de *sablefish* pour l'ouverture de la nasse après quelques temps d'immersion (Hipkins & Beardsley (1970)).

Cette étude bibliographique sur les nasses à poisson montre qu'il reste un travail important à mener sur le comportement des poissons face aux nasses, en particulier pour optimiser les formes de goulotte d'entrée. L'impact du volume des engins est aussi un paramètre important à étudier de façon plus approfondie, à la fois pour optimiser leurs performances puisque la capture semble directement liée à ses dimensions, mais aussi afin d'anticiper leur impact sur la ressource. Il est aussi primordial d'évaluer l'ergonomie d'engins volumineux afin de réduire la pénibilité du travail à bord et d'assurer la sécurité des équipages. Le temps d'immersion optimum doit être évalué en fonction de la diffusion de l'appât utilisé, plus de travaux sont nécessaires pour cela. La couleur des goulottes ainsi que la couleur et l'apparence de la nasse dans son environnement semblent être des paramètres qui affectent la performance des engins, des expérimentations plus approfondies permettraient de les optimiser. On notera également l'importance du caractère flottant des nasses, qui peut générer des résultats contradictoires entre des nasses flottantes et des nasses posées sur le fond. On peut d'ailleurs supposer que certaines études

réalisées avec des modèles de nasses posées au fond auraient donné des résultats très différents si les mêmes modèles avaient été flottants.

2.2 Enquêtes auprès des pêcheurs

Les enquêtes de terrain auprès des pêcheurs professionnels côtiers avaient pour objectif de recenser leur pratique de la nasse à poisson ainsi que leur connaissance du comportement des espèces cibles et des espèces à éviter comme le congre et le homard. La législation française en Bretagne interdit la pêche aux crustacés avec des nasses car celles-ci peuvent être considérées comme des casier à parloir (Deliberation-NASSES-A-POISSON-A-3003-2018). Elle stipule qu'il est interdit de détenir des nasses et des crustacés en même temps, d'où l'intérêt d'étudier les dispositifs sélectifs qui permettent d'éviter les crustacés. Le congre quant à lui est un grand prédateur qu'il est souhaitable d'éviter pour ne pas dissuader les autres poissons d'entrer dans la nasse.

Cette enquête de terrain constitue une base pour le travail expérimental du projet Baitfish. Il a permis de s'inspirer de l'expérience des professionnels ; les informations recueillies auprès des pêcheurs ont permis d'orienter le choix des appâts à tester par exemple.

Les Comités Départementaux des Pêches Maritimes du Finistère et du Morbihan (CDPM29 et CDPM56) ont été sollicités afin d'obtenir les contacts de pêcheurs intéressés pour répondre à l'enquête. Les échanges avec les pêcheurs et les CDPM ont permis d'obtenir d'autres contacts en région Bretagne mais aussi en Normandie et en Vendée. Des enseignants de lycées professionnels maritimes ont aussi répondu aux enquêtes.

Il s'agissait de recenser les engins déjà utilisés ou fabriqués par les pêcheurs eux-mêmes, puis de comprendre le comportement des espèces ciblées (griset) et indésirées (crustacés, congre) dans le cadre de ce projet de développement de la nasse à poisson. La compréhension du régime alimentaire de ces espèces ainsi que leur comportement avaient pour but d'orienter la conception d'une nasse innovante.

L'étendue géographique des personnes enquêtées allant de la Normandie à la Vendée, les interviews se sont déroulés au cours d'entretiens en face-à-face à bord des navires ou à la station Ifremer, sinon par téléphone pour ceux habitant trop loin.

2.3 Résultats des enquêtes

2.3.1 Utilisation de la nasse à poisson

Au total, treize pêcheurs ont été interrogés. Parmi eux, dix avaient déjà pratiqué la nasse à poisson. Sur ces dix pêcheurs, six continuaient encore au moment de l'enquête, deux n'ont fait que des essais ponctuels et deux autres ont arrêté.

Les deux pêcheurs qui ont abandonné la pratique de la nasse, sont des caseyeur ou des palangriers. Ils ont essentiellement réalisé des tests, mais ont arrêté la pratique de l'engin pour

différentes raisons : soit parce que le mauvais temps rendait la manipulation de la nasse compliquée, soit parce que qu'ils ont jugé la palangre plus intéressante que la nasse.

Les résultats présentés sont issus des propos des 10 pêcheurs qui ont pratiqué la nasse.

70% des nasses utilisées sont de type « norvégien » (et dont la plupart proviennent de l'équipementier breton le Drezen), 10% des nasses sont faites « maison », et l'origine des 20% restant n'a pas été renseignée. Le poids des nasses est variable. La moitié des utilisateurs interrogés utilisent des nasses de 10 à -20 kg, contre 20% qui utilisent des nasses de 5 à 10k g. 30% des pêcheurs interrogés n'ont pas communiqué le poids de leur nasse.

La structure et les matériaux de la nasse varient aussi. On retrouve majoritairement des nasses en acier ou en inox car la pêche aux congres requiert des matériaux solides. De plus l'acier et l'inox ont une durée de vie relativement longue, ils sont considérés comme des matériaux adaptés à la conception des nasses car ils sont résistants pour la pêche aux congres.

Les engins de pêche peuvent occuper beaucoup de place à bord. 40% des pêcheurs interrogés jugent que les nasses sont encombrantes à bord, alors que 50% pensent le contraire, et 10% ne se sont pas exprimés. La taille du navire semble indépendante de la perception qu'ont les pêcheurs de l'encombrement de la nasse. En effet, 50% des pêcheurs qui jugent la nasse non encombrante ont un navire dont la taille est comprise entre 10m et 15m. 40% des pêcheurs, trouvant la nasse encombrante, ont des navires allant de 10m à plus de 20m.

A la date à laquelle cette enquête a été réalisée, le nombre de nasses possédées est variable selon les bateaux. 40% des pêcheurs interrogés possèdent entre 10-20 nasses, 30% en possèdent entre 30-40, 10% en possèdent une dizaine, 10% en possèdent entre 100-200 et 10% en possèdent plus de 200. Parmi les dix pêcheurs, 80 % mettent la totalité de leurs nasses à l'eau et 20 % ne mettent pas la totalité de leurs nasses à l'eau mais seulement une partie. Cependant, la réglementation actée en 2018 stipule qu'un navire ne peut pas détenir plus de 40 nasses à bord.

On désigne par espèces ciblées, les espèces qu'un pêcheur souhaite capturer. Mais les espèces capturées ne sont pas nécessairement ciblées, on les appelle alors « espèce accessoire ». Les pêcheurs à la nasse ciblent une diversité d'espèces. Le congre et le homard sont les espèces les plus ciblées et capturées par les pêcheurs à la nasse. Mais la dernière réglementation en vigueur interdit désormais la prise de crustacé par les nasses. Les espèces capturées de manière accessoire sont plus rares et observées en plus faible quantité (ex : lingue, tacaud, grisot, merlan, St Pierre, lotte, bar, rouget)

Les nasses sont majoritairement appâtées par les pêcheurs avec de la sardine ou de l'anchois ou dans une moindre mesure avec l'encornet, de la seiche ou du chinchard. D'autres appâts sont aussi utilisés mais de manière moins fréquente (ex : tacaud ou vieille). Quelques pêcheurs ont testé d'autres appâts comme le maquereau, le congre, le merlan, le crabe, l'huile de morue ou le cyalume (bâtonnet lumineux).

2.3.2 Appâts et conditions rapportées pour la capture du congre

Le congre est un prédateur qui pourrait empêcher les captures d'autres espèces de poissons d'intérêt commercial. C'est en comprenant comment il est attiré qu'il pourra ensuite être évité. Les enquêtes ont montré que la seiche et l'encornet, la sardine et l'anchois étaient le plus souvent utilisés pour capturer le congre. De façon moins courante, la vielle, le tacaud, le maquereau, le congre et n'importe quel poisson en général peuvent aussi être utilisés. A l'inverse, la moitié des témoignages indiquent que l'appât salé repousserait le congre. L'autre moitié des pêcheurs interrogés n'ont pas d'avis ou doute fortement qu'un appât puisse être répulsif pour le congre. Les pêcheurs peuvent cibler le congre toute l'année, même si certains d'entre eux évoquent des périodes plus favorables de mars à avril, d'avril à juillet ou de janvier et février.

Pour quatre des pêcheurs interrogés, la pêche au congre s'effectue la nuit, pour deux autres c'est plutôt au lever du jour. Les autres pêcheurs n'ont pas apporté d'élément à ce sujet ou estiment que la pêche au congre peut se faire à n'importe quelle période de la journée. 50% des pêcheurs estiment que la pêche au congre est meilleure après une forte de houle, 20% trouvent que la pêche est idéale lorsque la houle est faible et 30% n'ont émis d'avis.

Les pêcheurs utilisent la nasse sur différents fonds marins. Quatre pêchent le congre sur la roche, un sur des fonds vaseux et les cinq autres ne se sont pas prononcés.

2.3.3 Appâts et conditions rapportées pour la capture du homard

Le développement d'un nouveau modèle de nasse ne doit pas capturer de crustacé. De la même façon que pour le congre, il s'agit de comprendre ce qui attire le homard pour pouvoir l'éviter. Les appâts utilisés pour la capture du homard sont essentiellement le chinchard, la sardine ou l'anchois, le poisson frais et faisandé, le maquereau, la vielle et le grondin. Selon les témoignages recueillis, il semblerait que la présence d'étoile de mer dans la nasse ou un accès difficile à l'appât réduit la probabilité que le homard entre dans l'engin. Les mois d'avril à août seraient les plus propices pour la pêche du homard. 20% pêcheurs peuvent capturer le homard toute la journée, 10% au lever du jour, 10% la nuit et 60% ne savent pas.

Les pêcheurs qui ciblent le homard tiennent compte du courant pour poser leur nasse. Deux pêcheurs interrogés la posent lorsque que le courant et la houle sont faibles, alors qu'un autre la pose lors de forts courants ou après un fort coup de houle. Aucun pêcheur ne connaît à quel moment de la marée le homard est le plus susceptible d'être pêché.

30% des pêcheurs pensent que le homard est plutôt présent sur des fonds rocheux, alors que 10% le pêchent sur des fonds vaseux et 60% n'ont pas d'avis.

3 Expérimentation pour la sélection des meilleurs appâts pour le griset

3.1 Introduction

The pressure that fishing exploitation exert on marine ecosystems is of increasing concern, from both the public opinion and the fishing industry itself. Though significant advances were made during the last decades to reduce fishing gear impacts on the ecosystem (Catchpole and Gray, 2010; Hamilton and Baker, 2019; He, 2007), fishers are aware of the necessity to use selective and low-impact gear. Therefore, there is a growing interest for static gear which has potentially lower physical impact on the fishing ground compared to towed gear (Eigaard et al., 2016; Grieve et al., 2014). From that point of view, trap fishing is a relevant technique with low level of disturbance of the sea floor (Kopp et al., 2020), high selectivity (Mahon and Hunte, 2001; Stewart and Ferrell, 2003), high survival rate of discards (Purves et al., 2003), can be fuel efficient (Schau et al., 2009) and therefore adapted as an alternative to towed gear in some areas such as marine renewable energy fields (Stelzenmüller et al., 2021; Yates et al., 2015) or marine protected areas (Cadiou et al., 2009). All these benefits are incentives to expand the use of fish traps under managed conditions of use.

Fish traps are efficiently used worldwide (Munro et al., 1971; Patanasatienkul et al., 2020; Wolf and Chislett, 1974) and in European waters, they are mainly used in Norway, targeting cod and torsk (Furevik and Løkkeborg, 1994; Schau et al., 2009). However, fish trap is not widely used in French waters, mainly because most of the species caught are conger eel and common pout (Méhault et al., 2010) which have low economic interest. This highlight the need to explore how fish traps could be profitable by targeting more valuable commercial species.

In that context, a concertation with French artisanal fishers led to black seabream (*Spondyliosoma cantharus*) as an appropriate target species for fish trap: it is widely present in coastal waters, mainly from 10 to 100m depth (Collins and Mallinson, 2012; Pajuelo and Lorenzo, 1999) and its population is considered of least concern by the IUCN (Russel et al., 2014). Moreover, as this species aggregate on inshore spawning grounds in large shoals (Pajuelo and Lorenzo, 1999), if one individual enters the trap, many individuals would probably follow due to a gregarious behaviour.

For some species, catching fish without baiting the trap is possible when the gear act as a shelter (Slack-Smith and Nations, 2001). But in most trap fisheries, the gear must be adequately baited to attract fish. The attraction is the first stage of the catch process and several experiments show that the performance of fish trap is mainly related to the type of bait used to target a species and the orientation in the water current for an optimal diffusion of the bait chemical cue (Stoner, 2004). The bait is a key factor in fishing as the success of capture of baited fishing gear largely relies on the feeding preferences and the food-

search behaviours of the target species (Anders et al., 2017; Misund et al., 2008). A suitable bait should attract and arouse the interest of fish present in the surroundings, ideally being species-selective, convenient for the fishermen and cost-effective. Since the first phase of the catching process involves the localization of the food source, the bait should release feeding attractants so that it triggers foraging behaviour from the target species, spread olfactory plumes over a significant period of time and lure the fish visually with appropriate shape, texture or colour (Lokkeborg et al., 2014; Løkkeborg and Johannessen, 1992).

Historically, scuba diving has been used to observe fish communities both for biodiversity assessment or fishing gear efficiency purposes. However, divers could modify the fish behaviour (Watson and Harvey, 2007) and with the democratisation of underwater camera, remote underwater videos are more and more used to study fish *in situ*. The increase in image quality and the decrease in costs now allow to deploy several cameras for a high number of replicates or multiplicity of environmental conditions. More precisely, Baited Remote Underwater Video (BRUV) are used to study fish attraction and behaviour towards a bait or fishing gear (Harvey et al. 2007).

Using BRUVs, this study compares the capacity of several baits to attract black seabream in its natural environment. The observations led to the identification of a short list of most attractive baits for the target species. It describes its feeding behavior towards the bait in relation to the environmental conditions such as water current or turbidity. All observations were obtained from underwater videos. Applications of the results to trap gear development are discussed.

3.2 Materials and methods

3.2.1 Study area

The study was conducted in the Bay of Quiberon, Brittany (Figure 1), France from July to September 2018. The experimental area was about 900m² with a seafloor made of sand, mud and coarse sediments. The water depth ranged from 7m to 12m depending on the tide hour and coefficient.

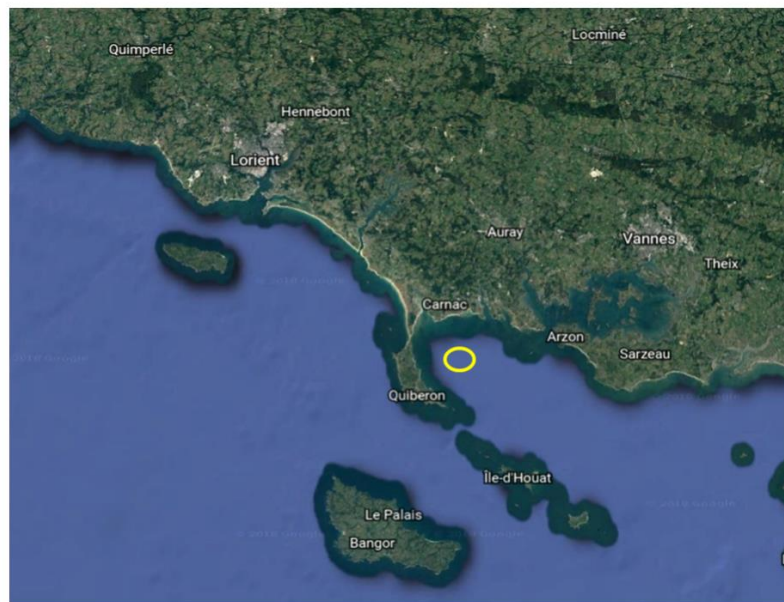


Figure 1: Study area in the bay of Quiberon, South Brittany

3.2.2 Tested baits

Polychaets, bivalves, decapods, cephalopods are Sparidae natural preys reported in the literature (Dulcic et al., 2006; Pita et al., 2002). In addition, interviews realised among professional and recreational fishermen revealed that sipunculid worm, artificial fishing lure, crabs and anchovy strouille - which is a mixture of sand, anchovy, fish oil and fish blood - are commonly used as bait to target Sparidae with hooks. Other studies demonstrated that Sparidae can be attracted by artificial light (Marchesan et al., 2005), therefore light stick was also tested as a bait. In total, 13 baits were selected for the experiment (Table 1). The bait experiment consisted in immersing BRUV before midday to ensure video recording with natural daylight. Each bait was tested from 2 to 4 times.

Table 1: Tested baits and their number of replicates

Bait	Number of replicates
Lugworm (LW, <i>Arenicola marina</i>)	4
Sipunculid worm (SW, <i>Sipuncula</i> sp.)	2
Earthworm (EW, Red jumbo®)	2
Cockle (CO, <i>Cerastoderma edule</i>)	3
Mussel (MU, <i>Mytilus edulis</i>)	2
Cuttlefish (CF, <i>Sepia</i> sp.)	2
Squid (SQ, <i>Loligo</i> sp.)	2
Shrimp (SH, <i>Palaemon serratus</i>)	3
Krill (KR, <i>Meganyctiphanes norvegica</i>)	3
Velvet crab (VC, <i>Necora puber</i>)	2

Anchovy strouille (AS, <i>Engraulis encrasicolus</i>)	3
Odorant and visual fishing lures (LU)	3
Light sticks (LG)	2

3.2.3 Experimental device

Video footages of fish behaviour around the bait were obtained using a BRUV equipped with a 1920*1080 pixels resolution Go-Pro, a frame rate of 25fps and a micro SD of 128Gb storage capacity. The camera was placed 2m from the bait in a custom housing designed for an extra USB battery pack of 15600mAh and 5V allowing for about 8 hours of video recording. The bait was set 40cm above the sea floor on a vertical stick to avoid predation from crustaceans (Figure 2 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Depending on the bait consistence, it was put inside a mesh bag or drilled by a thin metallic wire.

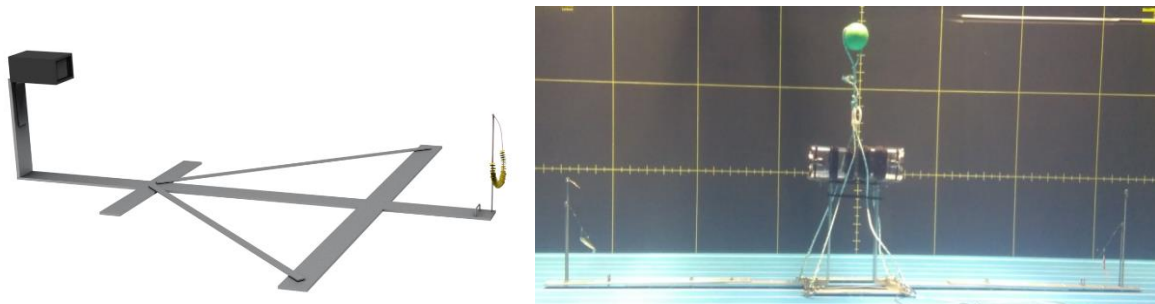


Figure 2: Profile view of observation device

3.2.4 Footages Analysis

3.2.4.1 Footage selection

The experiment led to 264 hours of underwater video among which only sequences with presence of fish were selected using an image analysis algorithm based on OPENCV3.0 library (<https://opencv.org/>). This algorithm aimed at detecting moving objects with respect to the background. It was set in such way that it could distinguish fish from any other particles floating in the water. Its use was first validated by comparing the number of fishes detected by the observer's eye and the algorithm. The comparison was performed on 12 footages of 18 minutes from a wide range of fish abundance, light and turbidity conditions. It resulted that 100% of the detections made by the observer's eye was also made by the algorithm. The selection of fish sequences from the whole experiment was therefore performed using the algorithm, which allowed for a considerable reduction of the time required for video analysis.

3.2.4.2 Screen partitioning

To characterize fish behavior with respect to the bait, the visual field of underwater images was first partitioned into three nested areas (Figure 3 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). The visual field of

the camera encompassed about 75cm right and left off the bait and 50cm above the bait. In this area, the presence of any fish is meant to be due to fish curiosity towards the BRUV. The area of “interest” was delimited by a 50 cm radius around the bait. The “bait” area was defined by a 20 cm radius around the bait, which aimed at assessing the potential of a given bait to attract and keep the individuals in its very close vicinity, turning around or feeding on it. To complete the characterisation of fish behaviour, the height of the individuals entering the visual field was recorded according to 3 levels: “above” when the fish arrives from 7 cm above the bait to the upper limit of the visual field, “centrally” when the fish arrives approximately 7 cm above or below the bait, or “below” when the fish arrives from 7 cm below the bait to the lower limit of the visual field, i.e. the sea floor.

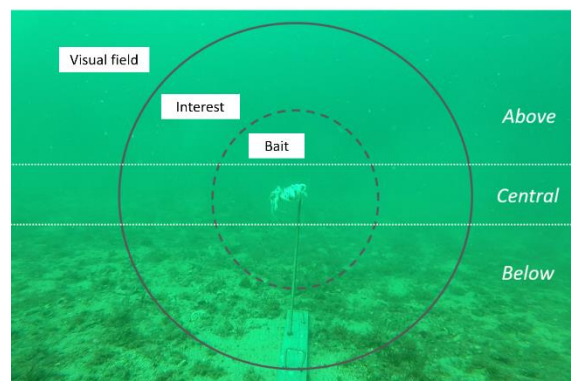


Figure 3: The visual field of the camera split into three areas: visual field, interest (dark solid line) and bait (dark dashed line). Horizontal division of the visual field: above, central and below the bait (light dotted line).

3.2.5 Black seabream behaviors

Fish that left and re-entered the visual field of the camera for more than 20 seconds were considered as new individuals (Anders et al., 2017). Within each screen area, black seabream actions were described according to behavioural units that built up an ethogram (Table 2). The behavioural units represent either events (discrete behaviours without duration) or states (behaviours with a quantifiable duration) (Martin et al., 1993). Behavioural analyses were performed using BORIS 7.4.7 (Behavioural Observation Research Interactive Software) (Friard and Gamba, 2016).

Table 2: Ethogram describing the behaviours of black seabream towards the bait

Behavioural unit	Description	Area	Behaviour type
In sight	Fish enters the visual field	Visual field	Event
Out of sight	Fish leaves the visual field	Visual field	Event
Enter	Fish enters the area of interest	Interest	Event
Leave	Fish leaves the area of interest	Interest	Event
Baited	Fish enters the bait area	Bait	Event
Unbaited	Fish leaves the bait area	Bait	Event
Eat	Fish eats (smouthing, jerking) or attempts to feed (touching the bait with the snouth)	Bait	State
Turn around	Fish swims around the bait	Visual field /interest /Bait	State
Pass	Fish observed inside the visual field, with linear trajectory, but without showing interest towards the experimental device (i.e. passing outside the area of interest)	Visual field	State

In order to better understand the environment-related factors influencing the behaviour of black seabream, the swimming direction relative to the current was recorded as downstream, upstream, or across-stream (Løkkeborg et al., 1989). Assuming that fish is attracted by the bait plume spread by the water flow, individuals' orientation with respect to the water current was assigned only for the first approach. The following approaches were assumed to be influenced by the fish awareness of the presence of the bait. The current direction was assessed from the particle's movement in the water. At slack tide, the current direction was defined as 'none'. The tidal phases were categorised as Ti_1 for both the rising and the decreasing tides and Ti_2 for slack tide.

The level of water turbidity (TU) was recorded as a categorical covariate ranging from 1 to 4 (

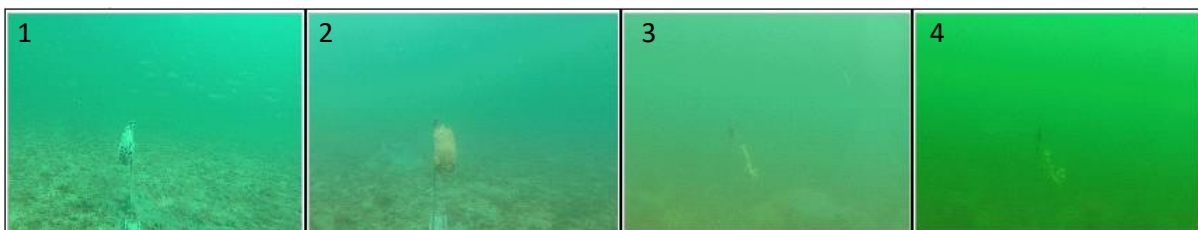


Figure 4). First level corresponds to clear water, optimal visibility, all individuals passing across the screen being detected. Level 2 refers to a medium density of suspended sediments leading to a medium-low detectability of fish passing in the background of the experimental device. The third level of turbidity was recorded when the water turned murky reducing the visual range all around the experimental device, hence decreasing the detectability of fish approaching the bait. Level 4 corresponds to high density of suspended sediments or plankton, highly reduced visual field of vision with a very low detectability of fish.

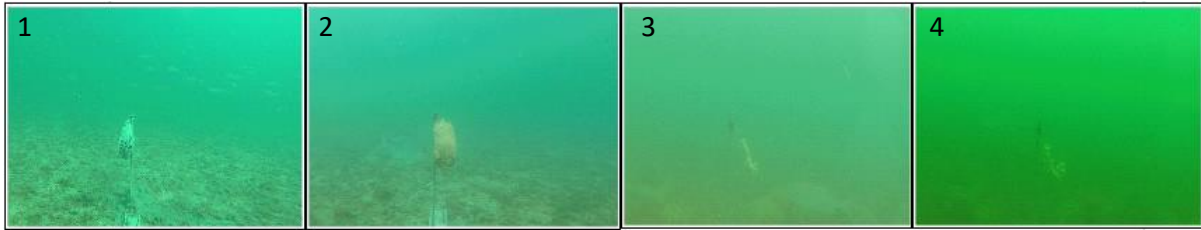


Figure 4 : The four levels of water turbidity

3.2.6 Statistics

3.2.6.1 Bait selection

The first step consisted in identifying the baits of greatest interest for black seabream. Binomial GLMs including the bait as a fixed effect were ran to assess the probabilities [0 - 1] that black seabream 1) enter the area of “interest”, 2) turn around the bait inside the “bait” area, 3) eat the bait. GLMs’ outputs, combined to the bait cost and availability to fishers, led to the selection of three baits on which the following analyses were performed.

3.2.6.2 Black seabream behaviours towards the three selected baits

To describe and compare fish behaviour around the three most relevant baits, we measured the following metrics: 1) the amount of time that lapses between the deployment of the BRUV and the first entrance of a black seabream inside the visual field, hereafter referred as “observation latency time”; 2) the proportion of black seabream entering any of the three nested areas (visual field, interest, bait) ; 3) the time budget black seabream spent inside each of the three areas ; and 4) the time budget of the individuals’ eating behaviour . These metrics allowed to compare the behaviour of black seabream between the three baits.

3.2.6.3 Proportions of individuals entering the interest and the bait areas

For each of the three selected baits, the numbers of black seabream entering any of the three nested areas were recorded to compute the proportion of individuals entering the “interest” or the “bait” area while being observed in the visual field (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Proportions were computed as:

$$\text{Interested rate} = n_{\text{interest}} / n_{\text{field}}$$

$$\text{Baited rate} = n_{\text{bait}} / n_{\text{field}}.$$

where n_{field} , n_{interest} and n_{bait} represent the numbers of black seabream entering the visual field, the area of interest and the bait area, respectively.

Chi-square tests of independence were computed under the null hypothesis that there was no difference in interested rate or baited rate between the three baits. When that null hypothesis was rejected, pairwise comparisons using chi-square tests with Benjamini and Hochberg correction (false discovery rate procedure) were performed to identify which bait(s) generate the highest interested and baited rates.

3.2.6.4 Time budget

Time budget (TB) were computed to assess the proportion of time individuals spent 1) inside the area of interest (TB_{interest}, **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) and 2) eating the bait (TB_{eat}, Table 1). Time budgets were computed as

$$TB_{interest} = dur_{interest} / dur_{field}$$
$$TB_{eat} = dur_{eat} / dur_{field}$$

where dur_{field} , $dur_{interest}$ and dur_{eat} represent the duration that individuals were observed in the visual field, in the area of interest, and eating the bait, respectively. GLM with beta error structures were used to investigate for differences in the time budget of black seabream between the three baits. The bait, the level of water turbidity and the tidal phase were tested as fixed effects, such as:

$$TB \sim \text{Bait} + \text{Turbidity level} + \text{Tidal phase}$$

The model which best explained the variation in black seabream time budget was determined following backward model selection by comparing AIC (Akaike's Information Criterion). Only models with significant covariates were kept.

3.2.6.4.1 Black seabream orientation

3.2.6.4.2 Orientation towards the bait

Chi-square tests of independence were computed to assess whether the orientation of black seabream towards the bait was consistent across replicates and between the three baits. When the null hypothesis was rejected, post-hoc pairwise comparisons using chi-square tests with Benjamini and Hochberg correction (false discovery rate procedure) were performed to determine the preferred direction of the first approach of black seabream to the bait.

3.2.6.4.3 Orientation towards the current

The proportion of individuals entering the visual field for the first time was calculated depending on their up-stream, down-stream or across-stream swimming direction. Chi-square tests of independence were computed to assess whether the orientation of black seabream towards the bait with respect to the water current was consistent across replicates and between the three baits. When the null hypothesis was

rejected, post-hoc pairwise comparisons using chi-square tests with Benjamini and Hochberg correction (false discovery rate procedure) were performed to determine the preferred approach direction of black seabream.

Statistical analyses were performed using R (v3.5.2; R Core Team (2019)).

3.3 Results

3.3.1 Bait selection

GLMs highlighted that black seabream showed the highest probabilities of entering the area of interest when using earthworm, cockle, krill, lugworm or velvet crab as a bait, in a decreasing order (Figure 5a). Among these baits, cockle, velvet crab and krill showed the highest probabilities to be eaten by seabream (Figure 5c). However, krill is used by recreational fishers, but being not a local resource, it is a costly bait. Therefore, krill was thereafter discarded from the study. Earth worm, mussel and anchovy strouille showed the highest probability that black seabream turns around the bait (Figure 5b). Nevertheless, since earth worm and mussel were not eaten by black seabream, only anchovy strouille was retained as a bait of interest. These results led to the selection of velvet crab, cockle and anchovy strouille as baits used to characterise seabream feeding behaviour.

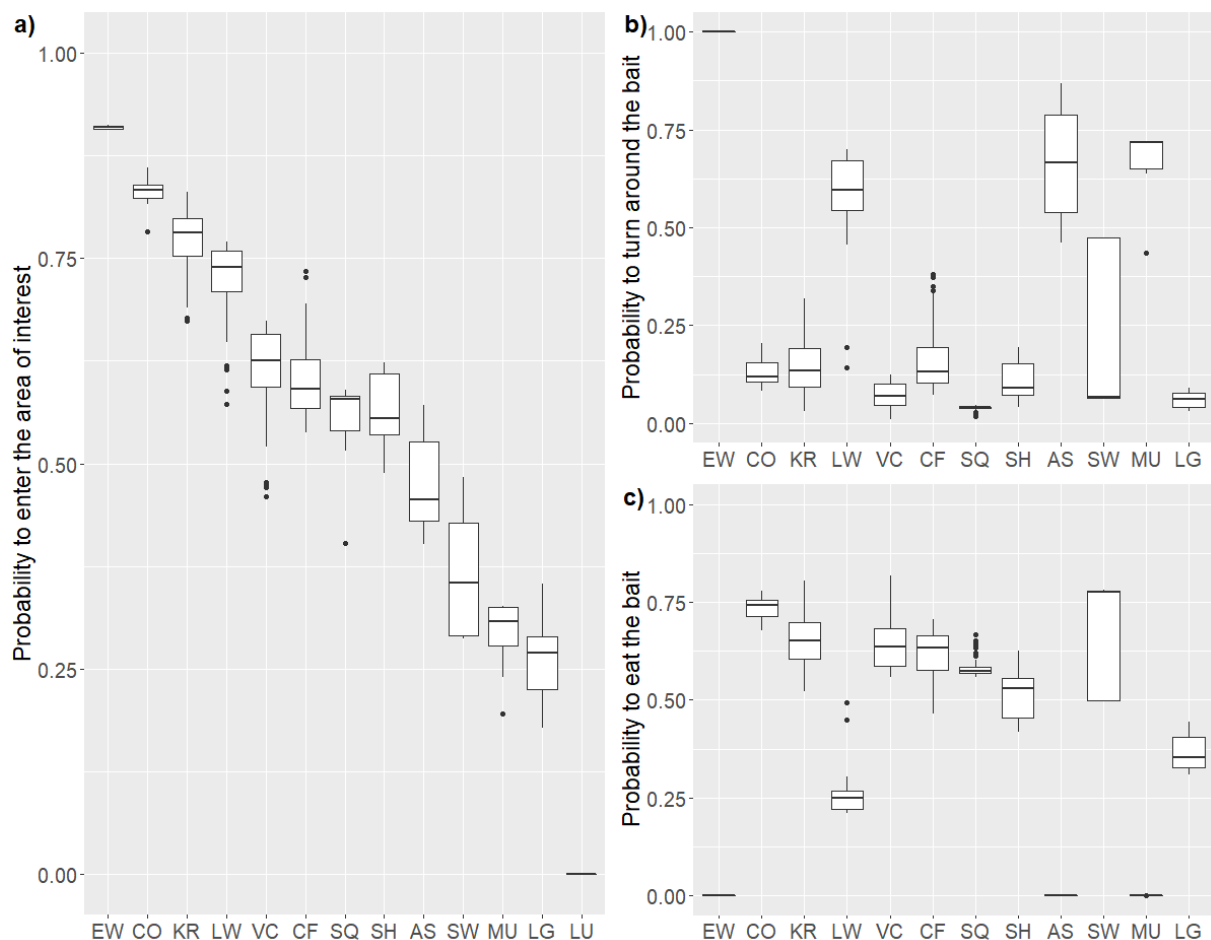


Figure 5 : Model predicted probabilities [0-1] $\pm$ 95% confidence intervals. For each of the 13 tested baits, probability [0-1] that black seabream a) enter area of interest, b) turn around the bait inside the bait area, (c) eat the bait. Baits: EW=earthworm, LW=lugworm, SW=sipunculid worm, SQ=squid, CF=cuttlefish, AS=anchovy strouille, KR=krill, SH=shrimp, VC=velvet crab, CO=cockle, MU=mussel, LG= light stick, LU=fishing lure.

3.3.2 Observation latency time

While black seabream entered the visual field only 6 ± 1 minutes following the deployment of the BRUV baited with velvet crab, it took 26 ± 17 minutes and 60 ± 36 minutes to observe fish towards cockle and anchovy strouille, respectively.

3.3.3 Proportions of individuals entering the interest and the baited areas

Chi-square tests showed that the proportion of black seabream that entered the area of interest among those observed in the visual field was not significantly different between the three preferred baits, cockle, velvet crab and anchovy strouille. The proportions of black seabream entering the bait area among those observed in the visual field were higher when cockle was used than with anchovy strouille ($p < 0.005$) or velvet crab ($p = 0.09$) (Table 3).

Table 3: Difference in proportions of black seabream being interested and baited between the three preferred baits. Proportions are presented as interested and baited rates where n_{field} , n_{interest} and n_{bait} represent the numbers of individuals entering the visual field

	Interested rate $n_{\text{interest}} / n_{\text{field}}$	Baited rate $n_{\text{bait}} / n_{\text{field}}$
Cockle	0.89	0.84
Velvet crab	0.75	0.61
Anchovy strouille	0.76	0.47
p-value (Chi2)	0.48	<0.005

3.3.4 Time budget

The time budget model showed that black seabream spent a significantly larger amount of time inside the area of interest when using cockle ($TB_{\text{interest}}=43.0 \pm 7.4$ %) than when using anchovy strouille ($TB_{\text{interest}}=29.7\% \pm 5.1$) or velvet crab ($24.6\% \pm 1.9$) (in both cases, $p<0.05$, Figure 6, left panel). Black seabream allocated a higher proportion of time eating cockle ($TB_{\text{eat}} = 14.6 \pm 6.4$ %) than velvet crab ($TB_{\text{eat}}=8.7 \pm 1.6$ %; $p<0.01$) or anchovy strouille ($TB_{\text{eat}}=5.7 \pm 4.2$ %; $p<0.05$) while being observed in the visual field of the camera (Figure 6, right panel). The time budgets of black seabream were not significantly different between anchovy strouille and velvet crab, either in terms of the proportion of time spent inside

the area of interest ($p = 0.63$) or eating the bait ($p = 0.68$). According to the best selected model, neither the level of turbidity nor the tidal phase influenced significantly black seabream time budget.

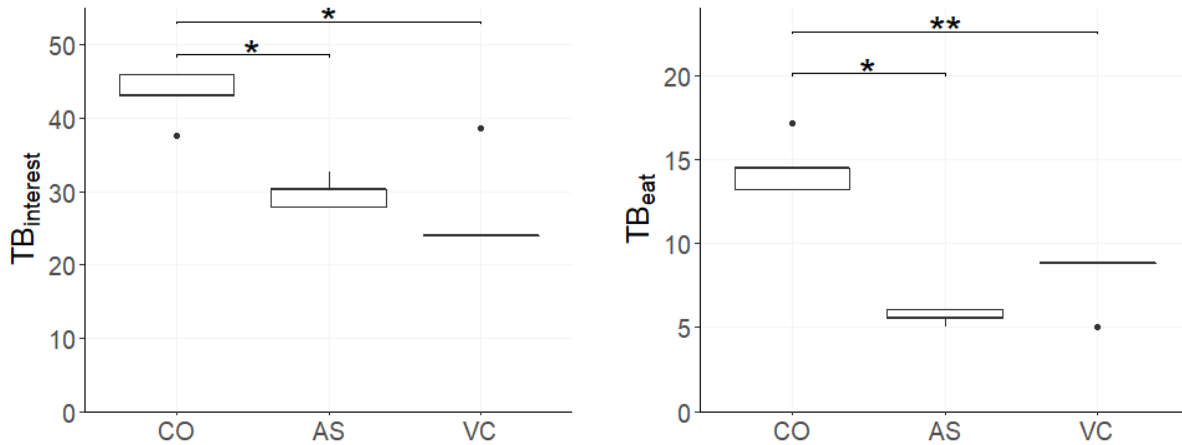


Figure 6: Time budget (TB) predicted by GLM [0-100]: proportion of time Black seabream spent inside the area of interest (TB_{interest}) (left panel) and eating the bait (TB_{eat}) (right panel) while being observed in the visual field of the camera, depending on the bait used. Significance levels: ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$. Baits: CO=cockle, AS=anchovy strouille, VC=velvet crab.

3.3.5 Black seabream orientation

3.3.5.1 Orientation towards the current

Pairwise comparisons using chi-square tests showed that black seabream were significantly more likely to swim up-stream [Us] when first entering the visual field (91.3% of the entrances; Table 4) than to orient down-stream [Ds] (3.2%) or across-stream [As] (5.5%) the current when pooling the three selected baits altogether ($p[Us>Ds]$ and $p[Us>As]<0.001$). There was no significant difference in the proportion of individuals approaching the baits down- and across-stream ($p[Ds-As]=0.18$). Focusing on each bait separately, pairwise comparisons using chi-square tests highlighted that black seabream exclusively swam up-stream when entering the visual field with anchovy strouille used as bait ($p[Us>Ds]<0.001$, $p[Us>As]<0.001$, $p[Ds-As]=1$) and predominantly with velvet crab ($p[Us>Ds]<0.001$, $p[Us>As]<0.001$, $p[Ds>As]<0.05$) but mainly across-stream with cockle ($p[As>Ds]<0.001$, $p[As>Us]<0.01$, $p[Us>Ds]<0.05$).

Table 4 : Numbers of black seabream entering the visual field for each orientation relatively to the current (i.e. up-, down- and across-stream) and relatively to the bait (i.e. above, central and below). Numbers in brackets indicate the relative proportions of approach behaviours, all baits included (%).

	Up-stream	Down-stream	Across-stream	p-value (Chi2)	Above	Central	Below	p-value (Chi2)
Cockle	4	0	17	1.26×10^{-5}	0	14	7	0.001

Velvet crab	226	10	0	$< 2.20^{e-16}$	236	0	0	$< 2.20^{e-16}$
Anchovy strouille	55	0	0	$< 2.20^{e-16}$	0	55	0	$< 2.20^{e-16}$
The 3 baits included	285 (91.3)	10 (3.2)	17 (5.5)	$< 2.20^{e-16}$	236 (78.1)	59 (19.6)	7 (2.3)	$< 2.20^{e-16}$

3.3.5.2 Orientation towards the bait

Chi-square pairwise comparison test showed that black seabream were significantly more likely to enter the area of interest above [A] the bait (78.1% of the approaches; Table 4), than to approach centrally [C] (19.6%) and even less below [B] (2.3%) when pooling the three baits altogether ($p[A>C]<0.001$, $p[A>B]<0.001$, $p[C>B]<0.001$). Nevertheless, focusing on each bait separately, we found that black seabream approached them differently, in a rather consistent way. While all the individuals entered the area of interest from above when the BRUV was baited with velvet crab ($p[A>B]<0.001$, $p[A>C]<0.001$, $p[B-C]=1$), they approached centrally when the BRUV was baited with anchovy strouille ($p[C>A]<0.001$, $p[C>B]<0.001$, $p[A-B]=1$). When the BRUV was baited with cockles, black seabream equally approached centrally or from below the bait, and significantly more centrally than above ($p[B-C]=0.13$, $p[B>A]=0.01$, $p[C>A]<0.001$). Illustration of black seabream predation on bait are presented on Figure 7.



Figure 7 : black seabream predation on krill (top left), cockles (top right), shrimps (bottom left), velvet crabs (bottom right)

3.4 Discussion

Characterising feeding behaviour in relation to environmental conditions is a key finding to develop passive fishing gear such as trap. Our study allowed to determine what kind of bait is the most suitable for attracting black seabream in fish trap and which environmental variables are important to consider to maximize catchability.

Among the 13 baits selected from fishermen interviews and literature on black seabream diet, cockles, velvet crab and anchovy strouille were the three most relevant baits in terms of both attractiveness and availability to fishermen. Indeed, the experiment aimed at identifying the preferred bait of black seabream with the final purpose to optimise the fish attraction and catch process with trap. This approach of bait selection has already been used in other study on static gear. For instance, (Furevik and Løkkeborg, 1994) found that cod preferred crab to herring and that torsk had a preference for squid compared to herring. In the Caribbean, (Wolf and Chislett, 1974) compared different species of fish as bait for snapper trap fishing and found that flying fish and sprat are less efficient than herring, mackerel or scad. Our findings are consistent with the literature on black seabream and Sparid feeding preferences but showed also some discrepancies. Thus, polychaetes have been identified as dominant in black seabream diet by (Dulcic et al., 2006). In our study, two polychaetes have been tested (earthworm, lungworm) and showed diverse performances. They are among the bait that showed the highest probability to turn around but they are almost not eaten so that no polychaetes were chosen as valid bait in our experiment. (Pita et al., 2002) found that black seabream fed preferentially on small crustaceans such as Mysidacean, but also on large Crustacean Decapods. In our experiment, krill was one of the most eaten bait but show a low probability of turning around the bait. Moreover, this kind of bait is costly and not easily accessible for fishermen. Velvet crab showed almost the same probability of being eaten than krill and this species is easily accessible for fishermen so was included in the final bait selection. For another species of Sparidae, i.e. *Sparus aurata*, (Marchesan et al., 2005) showed that artificial light is highly attractive. That was not the case in our study as light stick showed the lowest probability to enter the area of interest. Finally, studies on other Sparidae revealed an appetite for bivalves (eg *Sparus aurata* or *Diplodus annularis*; (Dulcic et al., 2006; Pita et al., 2002). This pattern is confirmed in our study with cockles being the most eaten bait. Even if mussels were highly attractive (i.e. a high probability of turning around) they were almost not eaten and so not included in further analysis.

The differences in probabilities of interest towards the three different tested baits may be explained by the fish feeding preferences but also by different reaction to visual or chemical stimuli induced by the types of bait. The effectiveness of baits to attract the target species is likely to be related to the rate of diffusion of the chemical attractants associated with each bait (Lokkeborg et al., 2014; Mackie et al.,

1980). The three selected baits were equivalently good at attracting seabream in the visual field of the observation device. However significant differences were observed in their capacity to attract seabream in the bait area, with fish approaching closer cockles than anchovy strouille or velvet crab. The same trend was observed with the time budget, with fish spending more time in the cockles' area than in strouille or velvet crab area. This is likely to be due to the bait presentation. Cockles were set on a wire without shell, directly available to the fish, whereas the strouille and the velvet crab were put in a fine mesh bag. The bag let the odour cue to diffuse in the water current, which is enough to attract the fish, but its visual appearance prevent fish from eating the bait freely. The importance of visual appearance and notably the shape of the bait has already been mentioned in (Lokkeborg et al., 2014) review on efficient longline fisheries. The authors argued that the shape of the bait may affect the likelihood of eating it, fishes preferably eating on 'already known' shape.

Seawater currents play a significant role in bait efficiency. Currents disperse bait odour, guide the fish towards the bait and influence the fish feeding strategy (Lokkeborg et al., 2014). Black seabream displays consistent orientation behaviour towards the current whatever the tested bait. They swam predominantly upstream while entering the visual field. Such oriented food-searching movements underlie the use of chemically mediated positive rheotaxis, a widely used mechanism to locate food sources in fish and crustaceans (DeBose and Nevitt, 2008; Major and Jeffs, 2017; Montgomery et al., 2003). Our results corroborated the strategy through which individuals predominantly swim against the current likely to yield a high probability of prey or odour plume contact, as shown in gadoid fish in the wild (Anders et al., 2017) as well as in simulations (Vabø et al., 2004). It is however important to remark that beyond a certain current velocity, the positive effect of current is annihilated because the energetical demand for fish to swim against strong current is too high (Løkkeborg et al., 1989).

No significant relationship could be detected between the tidal phase and the probability black seabream entered the three nested areas and approached the bait. Since the tidal currents have been shown to influence the catch per trap in commercial trap fisheries (Miller, 1979), we expected that the attractiveness of the bait, hence the behavioural responses observed in the target species, may vary according to this factor. In the literature, the influence of tidal phase is often noticed for species that follow their prey in the water column (see references in (Løkkeborg et al., 2014)). As black seabream feed mainly on polychaetes and bivalves, no such movements of prey are expected. This could have been the case for small crustaceans on which the seabream fed and that could migrate in the water column, but these movements are more nycthemeral ones and as our study took place only during daytime, their influence was probably negligible.

Another environmental factor that could influence the probability of prey or bait detection is turbidity (Utne-Palm, 1999). Our experiment does not show any significant effect of the level of turbidity neither on the probability black seabream entered the area of interest, nor on the proportion of time spent within this area. Even if the distance of reaction of the fish towards the bait is decreased with increasing turbidity, one hypothesis could be that turbidity has an influence only in long distance vision but once the fish is in the vicinity of the bait, turbidity is not strong enough to prevent fish to reach the bait, keep following the chemical cue.

4 Développement d'un prototype de nasse à poisson

4.1 Introduction

Pour qu'une technique de pêche soit praticable l'avenir, elle doit être durable. Pour cela il est nécessaire de prendre conscience de l'exploitation des ressources et de s'orienter vers des techniques de pêches ayant le moins d'impacts possibles. Les nasses à poissons par exemple peuvent être respectueuses de l'environnement avec des perturbations minimales (Thomsen et al., 2010) et présenter une sélectivité intra et inter-spécifique pour les espèces et la taille (Ovegård et al., 2011). Il s'agit d'un engin de pêche dit « dormant » qui permet aux poissons de rester vivants jusqu'à leur remontée à bord, ce qui favorise la qualité du produit et par conséquent sa commercialisation.

La nasse à poisson est une technique de pêche qui existe depuis longtemps, pratiquée dans de nombreux pays du monde dont la Norvège qui siège comme l'un des pays les plus développés à ce niveau. Les techniques d'utilisations ainsi que les formes de nasses varient suivant le pays, les espèces ciblées et la topographie des lieux. C'est en Norvège que des nasses pliables maintenues déployées dans l'eau par quatre flotteurs ont fait leurs apparitions. Elles présentent tout de même l'inconvénient de se déformer dans des zones où il y a de forts courants. La forme, l'ergonomie, les appâts et les espèces ciblées sont des critères importants à prendre en compte pour mettre au point une nasse à poisson.

Les trois principaux éléments de conception des nasses qui influencent leur capturabilité sont le nombre de chambres, la forme des goulottes et le caractère flottant ou pas des engins (Méhault et al., 2017). La probabilité des captures augmente si la diffusion de l'appât induite par les courants est dans le même axe que la goulotte d'entrée, permettant ainsi l'approche du poisson par le côté de la goulotte, ce qui augmenterait les chances de captures (Méhault et al., 2017).

Les caractéristiques de conception des goulottes influent sur le rapport entrées / sorties du poisson dans le piège. Il s'agit essentiellement de la conception, taille, forme et nombre d'entrées et matériaux de construction. L'entrée idéale devrait permettre un accès facile et éviter toute évasion. Toutefois, le fait de rendre la nasse étanche aux échappements réduirait probablement aussi le taux de pénétration (Furevik et Løkkeborg, 1994).

Les raisons d'approches des poissons pour les nasses sont encore mal connues, cependant on sait que l'attraction pour une nasse appâtée est sûrement liée à l'olfaction. Le comportement du poisson en champ proche de la nasse est influencé par d'autres stimuli sensoriels, tels que l'aspect visuel, la stimulation de la ligne latérale et le contact physique de la nasse (Anders et al., 2017). En éthologie, il est aussi dit que la probabilité de pénétration dans l'engin est liée à la volonté d'un poisson d'y entrer, souvent induit par un comportement exploratoire. Cela peut affecter le taux d'entrée et des espèces et des individus plus hardis qui peuvent être plus susceptibles d'être capturés (Anders et al., 2017).

Les grandes nasses permettent une plus grande capture de poissons par unité de volume (Méhault et al., 2017) cependant elles présentent l'inconvénient d'occuper une place conséquente à bord des navires. Les nasses pliantes peuvent palier à cet inconvénient grâce à leur encombrement en deux dimensions. La facilité de manipulation des engins est aussi un paramètre important à prendre en compte lors d'une réflexion sur le développement de nouveaux modèles de nasses.

A la suite des études norvégiennes et tenant compte des avantages des nasses, des scientifiques français ont réalisé des essais en collaboration avec les pêcheurs professionnels. Il s'agissait de tester le potentiel de captures de différents modèles de nasses disponibles sur le marché. Ces travaux ont montré que, dans les eaux côtières bretonnes, les nasses capturent majoritairement du congre et du tacaud. Or ces deux espèces présentent un faible intérêt commercial car le tacaud est mal valorisé sur le marché et le congre répond à une niche de marché. C'est une des raisons pour laquelle la pratique de la nasse reste assez peu répandue auprès des pêcheurs côtiers, malgré l'intérêt qu'ils portent à cet engin. Il s'agit donc de développer un engin qui permet de cibler des espèces mieux valorisées afin de diversifier les techniques de pêches des professionnels au fil des saisons. Lors de la conception de la nasse, il faut prendre en compte que la législation française qui en Bretagne interdit la pêche aux crustacés avec des nasses car celles-ci peuvent être considérées comme des casiers à parloir du fait de leur double chambre (Délibération-NASSES-A-POISSON-A-3003-2018). Ainsi l'utilisation de nasses flottées serait intéressante car il a déjà été démontré que les conceptions flottantes éliminaient les prises accessoires de crustacés tels crabe royal rouge non désirées (Furevik et al., 2008).

C'est dans ce contexte que le projet Baitfish (Behaviour, performAnce, Impacts of Trap FISH) a été mis en place. Ce projet a pour but de mettre au point des nasses ciblant le poisson d'intérêt commercial dans le Golfe de Gascogne avec l'objectif de répondre à la question : Comment faire entrer du poisson dans un piège sachant qu'il est attiré par l'appât ?

La finalité du projet Baitfish est d'apporter aux fabricants d'engins de pêche, une solution techniquement et économiquement viable de nasses avec un produit éco-innovant, peu impactant sur l'environnement marin, permettant une diversification des techniques de pêche. Le projet Baitfish se divise en plusieurs phases permettant de mieux comprendre le processus de capture grâce à l'observation du poisson par vidéos sous-marines.

Objectif 1 : L'identification d'une espèce d'intérêt commercial qui présente un intérêt pour les pêcheurs professionnels à être pêchée à la nasse, ainsi que des zones favorables à cette technique de pêche.

Objectif 2 : Caractériser le comportement du poisson ciblé autour de différents attractants et prototypes de pièges pour développer un modèle transférable aux professionnels

Objectif 3 : Tester un prototype de nasse abouti à bord de navires professionnels pour évaluer ses performances.

Objectif 4 : Evaluer l'impact de ces engins sur la ressource et sur l'environnement.

Il s'agit dans un premier temps de concevoir une nasse et un dispositif d'observation vidéo qui ne perturbent pas les individus ciblés. De nombreux travaux en ateliers ont eu lieu pour réaliser le dispositif d'observation vidéo et le prototype de nasses avec pour chacun une forme, des dimensions et des matériaux choisis minutieusement. La conception d'un flotteur intégré à l'engin permettant de limiter le contraste avec le reste de la nasse a été le fruit de nombreux tests en bassin d'essai. Tout au long de ce projet, différents prototypes de nasses et de dispositifs d'observations ont été essayés en bassin et représentés sous la forme de modèles 3D sur ordinateur. Les nasses ont été mises sous différentes formes en particulier flottantes ou lestées. Les tests du prototype en mer ont permis d'obtenir des résultats sous forme de vidéo. Les essais en mer renseignent aussi sur la maniabilité et l'efficacité des dispositifs conçus en atelier afin d'avoir une idée des futures modifications. Les résultats dépendent de la qualité des vidéos, en particulier la turbidité ou la charge planctonique sur la zone de test.

L'analyse des vidéos issues des tests d'appâts constituent une base pour définir le concept de nasse le mieux adapté à l'espèce cible. L'appât de type 'coques' s'étant révélé comme l'un des plus efficaces parmi ceux testés, tous les essais visant à développer un prototype de nasses ont été réalisés avec ce même appât.

4.2 Matériel et méthodes

4.2.1 Dispositif d'observation sous-marines

L'observation des nasses par vidéos sous-marines est réalisée grâce à une structure en aluminium conçue à l'Ifremer (Figure 8). Ce dispositif d'observation est équipé d'une caméra GoPro insérée dans un caisson étanche. La caméra est positionnée à 1.50m de la nasse. Cette distance permet d'enregistrer l'approche du poisson quand il est attiré par l'attractant ainsi que l'éventuelle consommation de l'appât ou de la fuite. La compréhension de ces comportements contribue à la conception du piège. Au total trois dispositifs identiques sur lesquels reposeront les nasses ont été fabriqués.

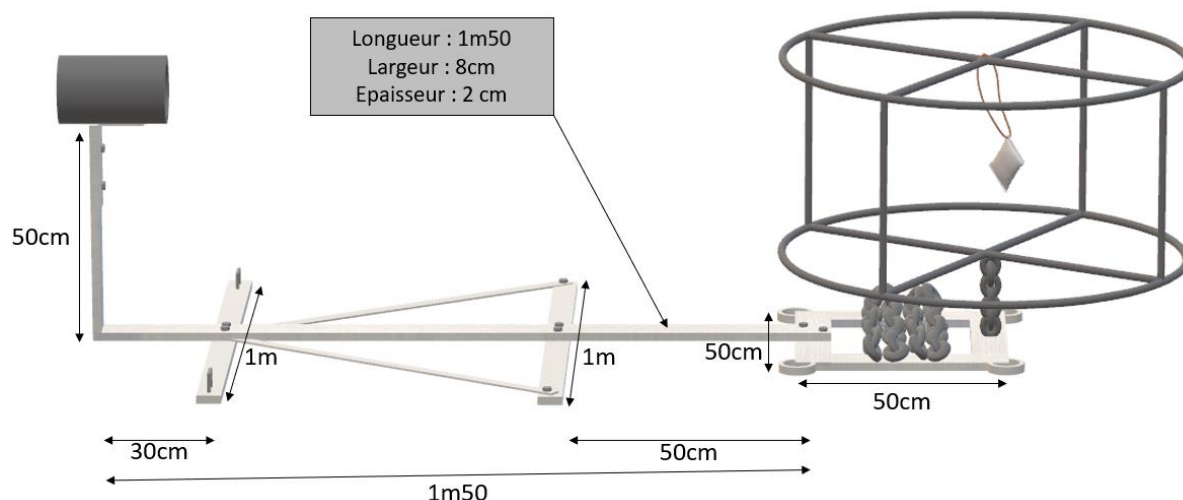


Figure 8: Dimension du dispositif d'observation de la nasse

Le projet Baitfish est une démarche progressive qui évolue en fonction des résultats et des étapes successives. L'ensemble des tests permettent d'observer le comportement du poisson par rapport aux variables environnementales. Après avoir sélectionné l'appât le plus efficace, la démarche a consisté à observer le comportement et le nombre de poisson attiré par différentes hypothèses (Figure 9). La première H1 consistait à comparer une structure lestée vs une structure flottée. La seconde H2, une structure recouverte à $\frac{3}{4}$ d'un filet noir vs un filet transparent (Figure 10). La troisième H3, une nasse équipée de 2 ouvertures larges vs 1 ouverture large. Et enfin la

quatrième H4, une nasse équipée d'une goulotte en tunnel dont l'extrémité intérieure est bien définie par 4 angles vs une nasse équipée d'une goulotte dont l'extrémité intérieure n'est définie que par deux angles, laissant ses contours assez flous (Figure 9: 4 hypothèses testées pour la conception du prototype de nasse).

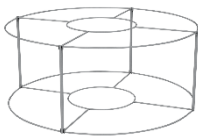
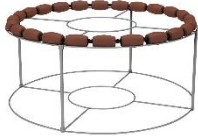
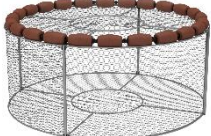
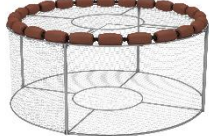
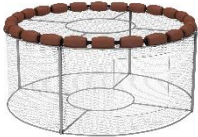
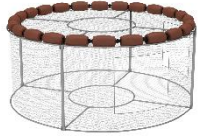
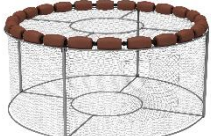
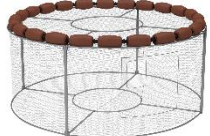
Hypothèse	Modalité	
	<i>lestée</i>	<i>Flotée</i>
H1: Effet du caractère flotté vs lesté sur la capacité d'attraction		
H2: Effet de la couleur du filet sur la capacité d'attraction	<i>Filet noir</i> 	<i>Filet transparent</i> 
H3: Effet du nombre d'entrées sur la capacité d'attraction	<i>1 entrée</i> 	<i>2 entrées</i> 
H4: Effet de la forme de la goulotte sur la capacité d'attraction	<i>Goulotte contours 4 angles</i> 	<i>Goulotte contours flous</i> 

Figure 9: 4 hypothèses testées pour la conception du prototype de nasse



Figure 10 : Prototype recouvert à 3/4 d'un filet transparent (à gauche) et d'un filet noir (à droite)

4.2.2 Conception du prototype de nasse

4.2.2.1 La structure ronde

La structure de la nasse peut effrayer et risque d'empêcher le poisson d'entrer en contact avec l'appât. Des vidéos norvégiennes montrent que certains poissons éprouvent des difficultés à passer les angles des nasses pour atteindre la goulotte, en particulier si celle-ci n'est pas dans l'axe de diffusion de l'appât. Ainsi le poisson tend à rester uniquement sur le même côté de la nasse lorsqu'elle est carrée. Celui-ci ne passe donc pas sur les autres côtés et par conséquent ne s'oriente pas vers la goulotte. C'est la raison pour laquelle la base des nasses testées dans le cadre du projet Baitfish sont cylindriques (Figure 11). C'est aussi cette forme d'engin qui est utilisée pour cibler le poisson en Galice ou dans les îles Canaries.

Des tests en bassin d'essai ont permis de comparer et valider la conception des dispositifs et d'observer la solidité des structures en les soumettant à plusieurs forces de courant.

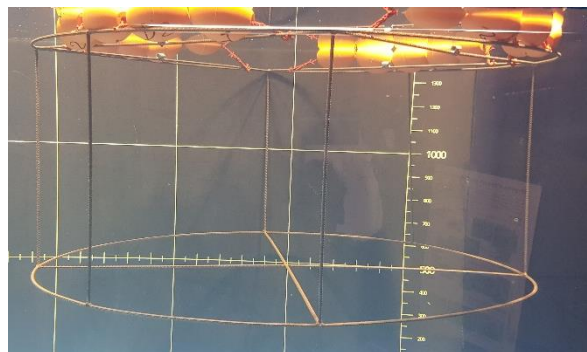
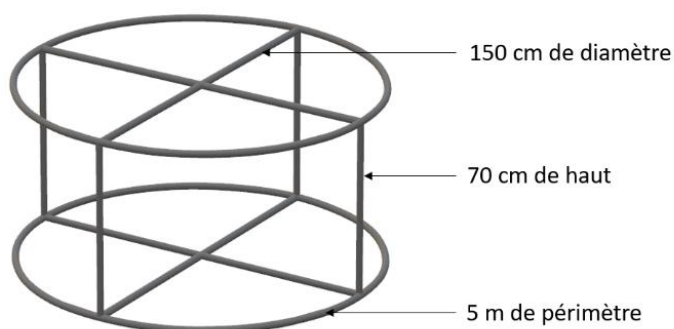


Figure 11: Structure cylindrique comme base de développement du prototype de nasse

4.2.2.2 La forme flottée ou lestée

La législation française en Bretagne interdit la pêche aux crustacés avec des nasses. Ainsi des tests d'utilisation de nasses sous forme flottée ont été effectués dans l'objectif d'éviter les prises non désirées de crustacés (la sélectivité inter-spécifique). En limitant le contact entre la nasse et le fond grâce à des flotteurs, les risques de captures des crustacés sont moindres. Les nasses sont flottées grâce à une simple guirlande de flotteurs. Afin de développer un engin au contour le plus épuré possible, cette guirlande de flotteurs a été intégrée dans un tuyau de 8cm de diamètre. Des tests en bassin d'essai ont permis de contrôler la flottaison et la résistance de la structure

face aux différentes intensités de courant. La réflexion suivante a porté sur la rotation de la nasse afin d'assurer que la goulotte soit en permanence dans l'axe du courant. Cet objectif a été atteint grâce à l'utilisation d'un émerillon positionné entre la face inférieure de la nasse et le lest.

4.2.2.3 Dispositif « anti-araignées »

Au-delà du caractère flottant de la nasse, un dispositif permettant de réduire la capture de crustacés a été proposé. Afin de lutter contre l'entrée des araignées de mer dans la nasse, une plaque circulaire appelée coupelle a été placée sur la corde reliant la nasse au lest. Les araignées de mer ont toujours un contact avec le fond de l'eau et par conséquent un dispositif appelé ici « coupelle » empêchant leur passage entre le fond marin et la nasse semble intéressant (Figure 12). Cependant ceci n'est possible que pour les nasses flottées. Afin de tester ce système, une structure permettant d'observer l'action des araignées face à la coupelle.

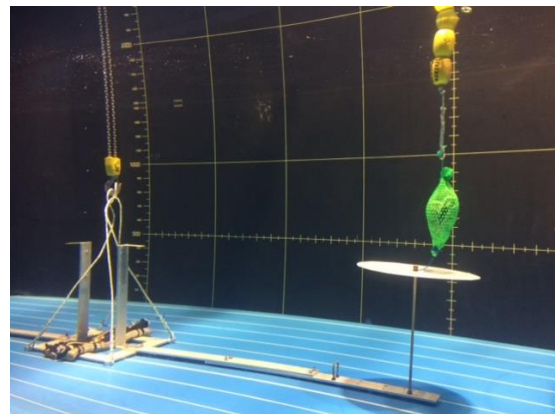
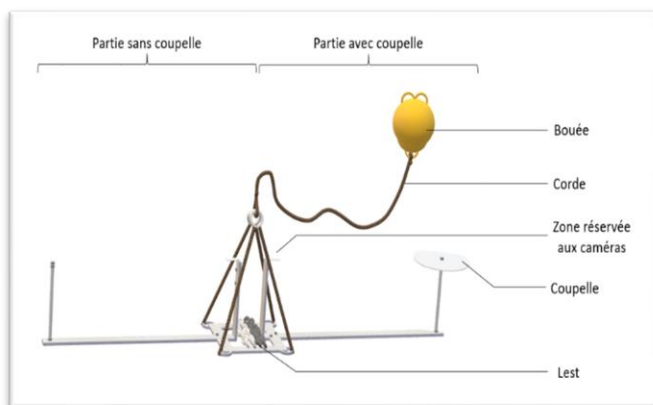


Figure 12: dispositif anti-crustacé (coupelle)

4.2.2.4 Recouvrement du piège

Le choix de la couleur d'alèse de la nasse doit se faire avec l'objectif d'effrayer le moins possible le poisson. Il faut donc chercher à définir les couleurs qui lui conviennent le mieux. Pour cela deux couleurs contrastées de filet ont été testés en même temps : un filet noir et un filet en monofilament transparent. Il n'existe pour l'instant pas de travaux référencés dans la bibliographie sur l'effet des couleurs de nasse sur leur capturabilité.

4.2.2.5 Les goulottes

Le positionnement de la goulotte est réfléchi en fonction de la trajectoire naturelle d'approche du poisson face à l'appât. Il s'agit en effet de concevoir l'engin de telle manière que la goulotte

soit toujours dans l'axe du courant ; le poisson étant attiré par la diffusion de l'odeur de l'appât dans le courant, il trouvera facilement l'entrée de la nasse. De plus, la conception de la goulotte doit permettre d'entrer facilement dans le piège tout en limitant les risques d'échappement du poisson. Deux concepts de goulottes ont été comparés : une dont l'extrémité intérieure est définie par 4 angles (goulotte dite « rectangle »), et une autre dont l'extrémité intérieure est définie par deux angles supérieurs et le bord inférieur est laissé libre. Cette dernière configuration a pour objectif de ne pas figer les contours de la goulotte et ainsi réduire les risques d'échappement (goulotte dite « triangle »).

4.2.3 Plan d'échantillonnage

Le plan d'échantillonnage a consisté à tester 2 modalités pour chacune des hypothèses en même temps qu'un dispositif témoin pour valider la présence de poisson sur la zone d'étude. Chaque hypothèse a été testée entre 4 et 8 fois. Pour chacune des hypothèses, la modalité pour laquelle l'appât était mangé par un griset au bout de 8 heures de vidéo était considéré comme un succès. Dans cette démarche cumulative, chaque modalité qui a remporté le plus de succès a été conservée pour tester les hypothèses suivantes et aboutir à un prototype de nasse final.

Le même appât de coques a été systématiquement utilisé avec les engins tests et sur le dispositif témoin.

4.2.4 Mise en œuvre de la vidéo

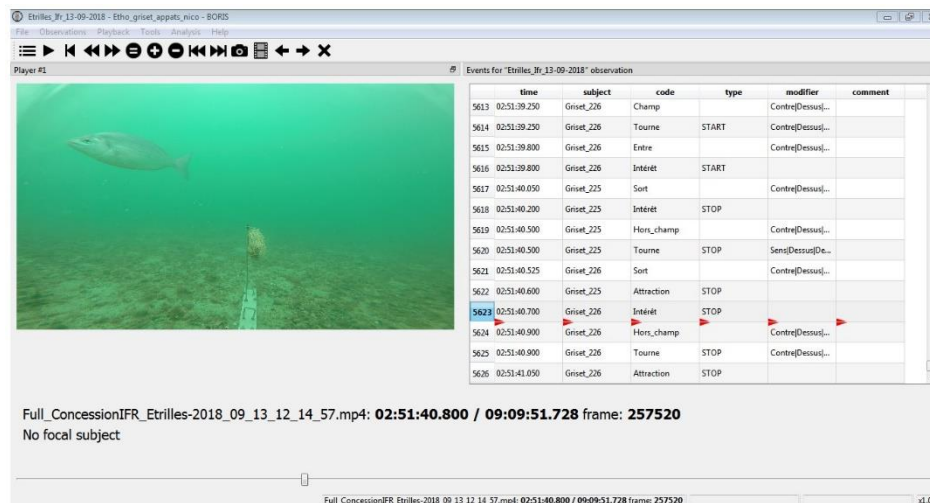
Les enregistrements de vidéos sous-marines sont réalisés à l'aide de caméras Go-pro possédant chacune une carte SD de 128Go, ce qui représente environ 8 heures de vidéo. Pour assurer cette durée d'enregistrement, chaque caméra est associée à une batterie externe supplémentaire (Figure 13). Les caméras positionnées dans des caissons étanches sont utilisées pour l'observation du comportement des poissons et de l'engin prototype.



Figure 13 : Matériel nécessaire pour les prises

4.2.5 Dépouillement des données vidéos

Les vidéos collectées en 2018 ont été dépouillées à l'aide d'un algorithme de reconnaissances d'images permettant de détecter, grâce à un seuil de contraste prédéfini, les moments auxquels un objet mouvant pouvant être assimilé à un poisson a été détecté. L'œil humain reste indispensable pour interpréter les images. Le dépouillement des vidéos consiste à transcrire les observations dans un tableur Excel à l'aide du logiciel BORIS (Figure 14 : Capture d'écran du logiciel



BORIS en fonctionnement).

Figure 14 : Capture d'écran du logiciel BORIS en fonctionnement

C'est un logiciel de consignation d'évènements pour le codage vidéo et les observations directes. Celui-ci est organisé en plusieurs colonnes, où l'on renseigne le nom du fichier vidéo, l'appât utilisé, les espèces qui ont porté un intérêt et/ou passé à l'écran, leur temps de résidence dans le champ de vision (heure d'arrivée et heure de départ) ainsi que le stade de la marée pour l'espèce cible. Le comportement des espèces est classé selon quatre types d'actions (Table 5).

Table 5 : Liste des actions des dorades grises

Liste des actions	Description des actions
Passe	Le poisson passe devant/près de l'appât sans y prêter attention
Tourne	Le poisson tourne, fait des cercles autour de l'appât
Intérêt	Nage près de l'appât, fait des aller-retour devant / s'approche très près (sans action de manger)
Mange	Le poisson mange, picore l'appât

Il faut aussi enregistrer la direction relative au courant par laquelle le poisson arrive afin de connaître les techniques d'approches des dorades face à un appât : Sens du courant, travers au courant, contre-courant, dessus l'appât, coté de l'appât, dessous de l'appât. Les résultats de ce dépouillement vidéo nous permettent de connaître les appâts les plus efficaces mais aussi de comprendre le comportement des dorades, ce qui nous permettra de concevoir une nasse adaptée et efficace. N'ayant pas de moyen pour suivre un poisson précisément lorsqu'il sort du champ de vision, une méthode de comptage consiste à considérer que les individus observés sur un intervalle de 20 secondes sont comptés comme une apparition unique. Les individus qui apparaissent après cet intervalle sont comptés comme une nouvelle apparition.

Lorsque nous obtiendrons les premières vidéos des sorties mer de l'année 2019, il faudra tout d'abord utiliser l'algorithme de reconnaissance pour sélectionner les séquences avec les grisets.

La méthode d'analyse des images vidéo est adaptée aux différents cas de figures :

- Si l'appât a entièrement été mangé avant les 8 heures d'enregistrement, le visionnage des vidéos se fait de la mise à l'eau du dispositif (To) jusqu'à sa disparition (Tdisp).
- Si l'appât n'a pas été entièrement mangé ou non consommé, les vidéos sont dépouillées sur toute leur durée soit de T0 à Tfin.

L'ensemble des données récupérées permettront d'alimenter un jeu de données sur RStudio pour atteindre l'objectif final d'avoir cinq nouvelles informations :

- La caractérisation du comportement des grisets face aux différents types d'appâts
- L'approche des dorades grises par rapport au courant (face ou contre-courant) pour nous permettre de savoir s'il est important d'avoir une rotation des nasses flottées pour orienter la goulotte par rapport au sens de diffusion de l'appât dans le courant.
- L'approche des grisets par rapport à l'appât pour nous permettra de savoir s'il est plus judicieux de placer la goulotte au-dessus ou sur le côté de la nasse.
- Savoir si les poissons arrivent seuls ou en groupe.
- Savoir le temps passé proche de l'appât pour connaître le budget temps afin d'avoir une notion de temps d'arrivée du poisson, et de résidence autour de l'appât pour définir une durée d'immersion optimale de l'engin.

4.2.5.1 Methodology for confirming the presence of fishes in the videos

The control videos, which only aimed at confirming the presence of fish in the experimental area, represented 108 h of recording. To process these videos without manually skimming their entire duration, a fully automated process was applied. Fishes around the control set up were detected with a fine-tuned deep learning model (Cascade Faster R-CNN; Chen et al. 2019) trained on the videos of the experiment using the VIAME interface (Dawkins et al. 2017). VIAME is a deep learning platform where object detection and tracking models can automatically predict objects on underwater videos. This initial screening showed robust identification of the presence of fishes around the bait among sampled days (Bürgi 2021). A conservative threshold was further applied on the fish classification confidence (i.e. probability of correct classification ≥ 0.80) to focus on the rate of true positive classifications among videos (Faillettaz et al. 2016). Finally, if fish were found either in the control or experimental set-up, they were assumed present in the area, while considered absent otherwise and the sampling day discarded.

4.2.5.2 Fish behaviour screening

Underwater video recorded from experimental frames required fine observation of fish behaviour. This process could not be performed by VIAME since the algorithm is not yet able to distinguish fish from the moving frame with enough confidence. Therefore, the video recorded from experimental gear were screened manually. Fish behaviour observed was split into 3 categories. "Pass" was assigned when the fish was swimming without heading towards the gear or the bait. "Approach" was assigned when it was heading towards the gear or the bait without entering the gear frame. "Baited" was assigned when the fish entered the gear frame. Baited behavior was characterized by the orientation of the fish to describe the path it used to reach the bait for the first time. Orientation was broken down into 4 levels which were "top" when the fish entered the gear by the top part, "side" when it entered by the side part, "bottom" when it entered by the bottom part and "entrance" when it entered by the pot entrance. The orientation indicator was required to distinguish fish that entered the gear frame through the entrance from the fish small enough to enter through the gear meshes. Fish entering the gear through the mesh light instead of the entrance were considered as approaching and not baited. Indeed, hypotheses

based on gear entrance type or number (H₂, H₃ and H₄) cannot be tested with individuals that penetrate the gear outside the proper entrance.

Each single fish was followed from its entrance in the field of view of the camera until it disappeared. If an individual disappeared from the field of view for less than 20 seconds, it was recorded as the same individuals. If it disappeared for more than 20 seconds, the it was considered to be another one, except if it showed a clear physical evidence such as a mark on its flank (Anders et al. 2017). According to that definition, a unique ID number was assigned to each individual. The starting time of each behavior was recorded. Video screening was performed until the entire consumption of the bait using Boris software.

4.3 Résultats

Un répliqua consiste en une immersion de 2 modalités d'engins et un dispositif témoin. Si la présence de poisson est confirmée sur un moins une des 3 vidéo, le répliqua est validé pour l'hypothèse testée. Un minimum de 4 répliquas pour chaque hypothèse a été obtenu (

Table 6). Le processus « étape par étape » de conception des nasses basé sur le comportement de l'espèce cible a permis de définir un engin de forme cylindrique, flotté, recouvert d'un filet monofilament à une seule entrée. Ce sont ces modalités qui ont présenté les plus forts succès en termes de consommation de l'appât.

Table 6: Nombre de déploiements, de poissons et de succès pour chacune des 4 hypothèses

Hypothèse	Nombre de déploiements avec présence de poissons sur au moins 1 des 3 vidéos	Modalité testée	Nombre de déploiements avec présence de poissons	Nombre de succès (appât mangé au bout de 8h)	Nombre de poissons appâtés	Nombre total de poissons observés
H ₁	8	Flottée	8	4	92	222
		Lestée	6	1	42	46
		Contrôle	6	2	NA	NA
H ₂	4	Filet noir	3	1	31	44
		Filet monofilament	4	4	9	11
		Contrôle	4	4	NA	NA
H ₃	4	1 entrée	3	2	29	53
		2 entrées	2	0	8	24
		Contrôle	4	3		
H ₄	5	Goulotte rectangle	5	2	19	88
		Goulotte triangle	2	0	12	66

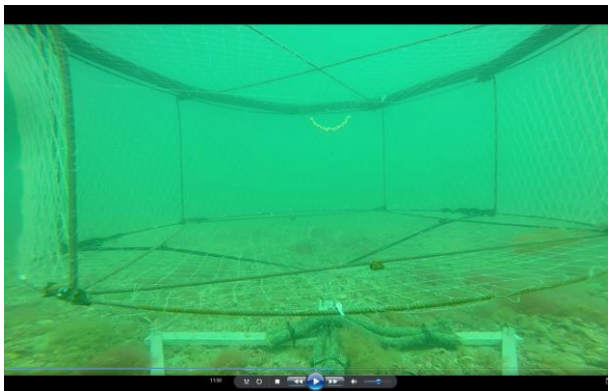
		Contrôle	4	2	NA	NA
--	--	----------	---	---	----	----



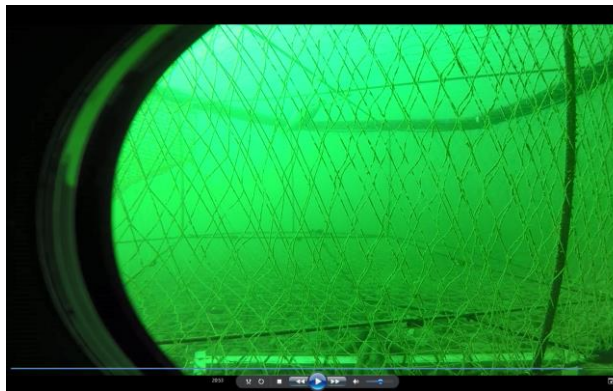
H1 : Nasse flottée structure seule. 1.5m de diamètre et 0.6m de hauteur. Décollée environ 30cm du fond.



H3 : Nasse flottée transparente avec une seule ouverture de 60cm de large par 40cm de haut.



H2 : Nasse flottée transparente. Ouverture sur ¼ sur le côté et ¼ sur le dessus.



H4 : Nasse flottée transparente avec une goulotte rectangulaire de 15cm de large et 20cm de haut.

Figure 15: Capture d'écran illustrant une modalité de chacune des 4 hypothèses testées

4.3.1 Aspect ergonomique

Lors de la phase de concertation avec les pêcheurs professionnels, ils avaient indiqué qu'ils souhaitent un engin capable de ne pas se déformer dans le courant, tout en étant pliable pour limiter son encombrement à bord. Deux options ont été retenues. La première, appelée « montant métallique », est pliable grâce à quatre montants métalliques articulés grâce à une âme traversant les tubes creux. Un tube coulissant permet de bloquer l'articulation pour maintenir la nasse déployée. La seconde option, appelée « montants plastique » consiste à utiliser quatre tubes en polyuréthane, à la fois suffisamment souples pour être plier lors du stockage, mais assez rigide et sans mémoire de forme pour assurer le déploiement de la nasse dans le courant. Les caractéristiques de ces deux prototypes sont développées dans la section 5.

4.4 Essais des prototypes à bord de navires de pêche professionnelle

Le partenariat avec le comité des pêches du département du Finistère a permis la collaboration avec deux navires côtiers pour tester les prototypes de nasses (Figure 16). L'un était basé à Bénodet, l'autre à Lampaul Plouarzel. Chacun a pu tester deux grandes nasses de 1.5m de diamètre et deux petites nasses

de 1m de diamètre. Pour chacune de ces dimensions, l'une était de montant métalliques, l'autre de montant plastiques. Sur le plan ergonomique, il ressort que la grande nasse est souvent trop encombrante et plus difficile à manipuler pour les bateaux de petite taille ou lorsque l'aménagement du pont n'est pas adapté. Concernant le mode de pliage des engins pour réduire leur encombrement à bord, les deux systèmes proposés semblent être adaptés.



Figure 16: Essais des prototypes de nasses à bord des navires de pêche partenaires

Les essais en mer à bord des navires professionnels ont été largement retardés du fait de la crise sanitaire. Ce retard n'a pas permis de flexibilité pour réaliser les tests qui ont finalement eu lieu au cours de l'été 2021. Cependant, les grisets n'ont pas été observés sur ces secteurs de pêche à cette période, ni par les pêcheurs partenaires pour les essais de nasses, ni par leurs collègues pratiquant d'autres métiers. Aucun griset n'a été capturé. A défaut de poisson, les images sous-marines réalisées lors des essais professionnels valident la bonne tenue des prototypes de nasses en mer (Figure 17). Du fait de l'absence de capture, aucune étude de sélectivité par comparaison de maillages n'a pu être réalisée.



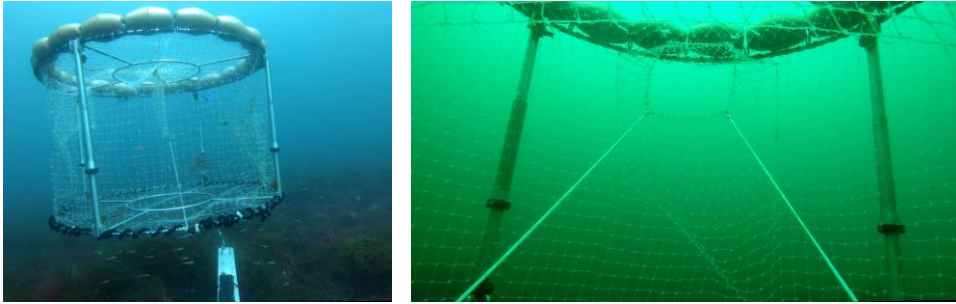


Figure 17 : images sous-marines des prototypes de nasses testés à bord des navires professionnels

A l'issue de ces essais, les prototypes de nasses ont été prêtés à deux autres pêcheurs volontaires basés en Méditerranée. Ces pêcheurs affirment rencontrer d'importants bancs de grisets sur lesquels il serait intéressant de tester les nasses. Ces essais auront lieu pendant l'été 2022, après la clôture du projet Baitfish.

5 Caractéristiques physiques des prototypes

5.1 Objectif et contexte

Les prototypes de nasses présentées et testées au bassin sont le produit du projet Baitfish. Elles sont le résultat de plusieurs étapes techniques et scientifiques. Des essais expérimentaux incluant des images sous-marines, ont été conduits *in situ* en baie de Quiberon. Ces images ont permis de réaliser des tests sur :

- les appâts, la forme et la couleur des filets mis sur les nasses ;
- l'orientation des nasses dans le courant (l'axe face courant est privilégié afin que l'aire de diffusion de l'appât passe par l'entrée du piège et attire les grisets).

Des flotteurs ont été ajoutés aux nasses pour qu'elles se maintiennent décollées du fond afin d'éviter les captures de crustacés. Le suivi scientifique a porté sur le comportement du poisson par rapport aux appâts et aux nasses. À partir des images vidéo, des analyses ont été réalisées pour décrire le comportement des grisets.

À l'issue de deux ans d'expérimentation « pas à pas » et après validations techniques de pêcheurs adhérents au Comité Départemental des Pêches du Finistère, deux modèles prototypes ont été produits. Les choix techniques des pêcheurs ont porté d'une part sur l'idée que les nasses restent rigides en pêche (c'est-à-dire que la nasse et sa goulotte soient bien déployées en pêche, dans le sens hauteur verticale) et, d'autre part, que l'ergonomie demeure pratique pendant les manœuvres de pêche (options de deux modèles 1,50 m x 0,70 m et de 1 m x 0,70 m).

Les essais du mois d'avril ont donc été réalisés au bassin Ifremer de Lorient en avril 2021. L'objectif était d'une caractériser les efforts au point d'ancrage des nasses.

5.2 Matériel et méthode

5.2.1 Deux modèles de nasse

C'est en tout deux types de nasses qui ont été réalisés. Elles se composent de deux cerceaux complets, haut et bas, avec tube (bras de renforcement) et maillons d'accroche (2 dans le bas) pour fixer la nasse à son lest. La nasse avec embouts métalliques se présente sous forme de maillon articulaire haut et bas (16), munie d'un axe articulaire (8). Les nasses à embouts plastiques (4) sont percées et boulonnées puis fixées au maillon articulaire (haut et bas).

Deux modèles, une grande et une petite ont été proposées, l'une de 1.50 m de diamètre et une autre de 1 m.

C'est en tout 8 nasses qui ont été finalisées pour des essais avec les pêcheurs professionnels (Figure 18):

- 2 grandes nasses avec embouts métalliques articulés / 2 grandes nasses avec embouts plastiques ;

- 2 petites nasses avec embouts métalliques articulés / 2 petites nasses avec embouts plastiques.

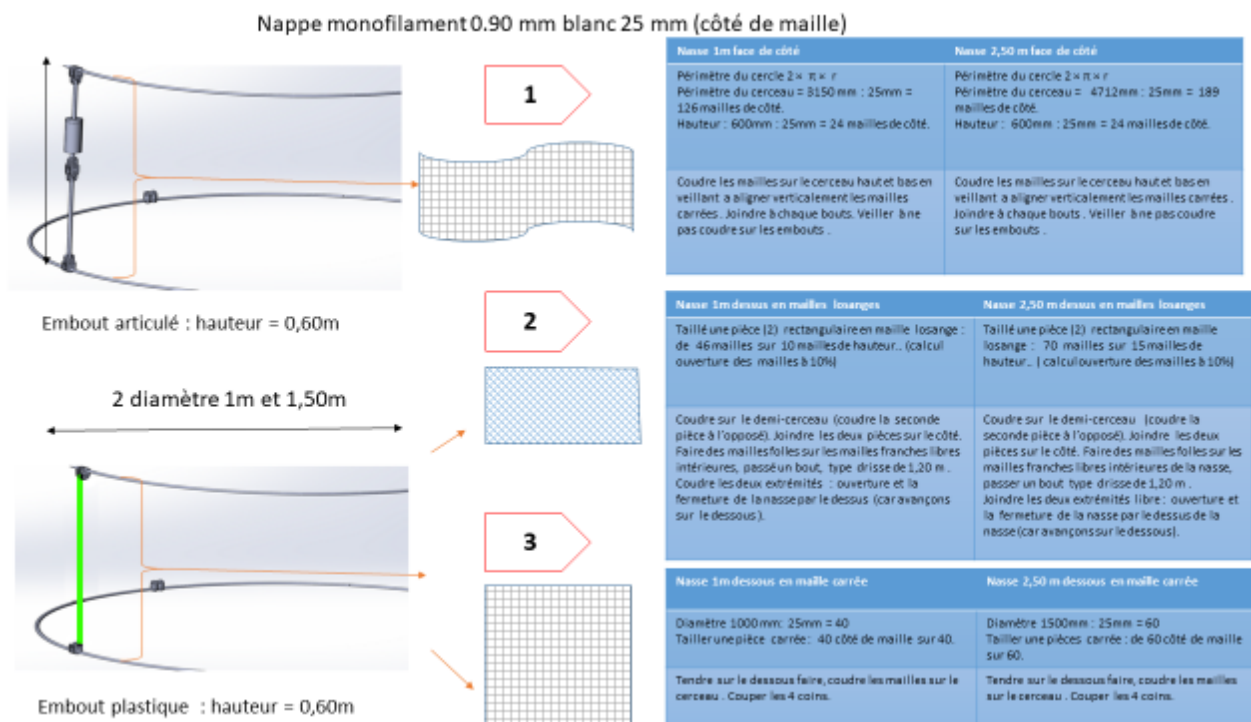


Figure 18 : caractéristiques techniques des prototypes de nasses

5.2.2 Capteurs

Le capteur d'effort a permis de mesurer la traction au point d'ancrage des nasses aux différentes vitesses (Figure 19). Les mesures ont été réalisées avec un capteur de tension de type dynamomètre de 200 N d'étendue de mesure (marque SixAxe) qui a été placé sur une plaque de plomb de 25 kg.

Ce capteur est positionné entre la plaque de plomb plate (lest) et la patte d'oie de la nasse. Il est doté d'une mémoire interne, les données sont recueillies en direct sur un ordinateur portable qui possède un port de connexion de données pour le transfert au PC portable. La mesure est exprimée en Newton (N).

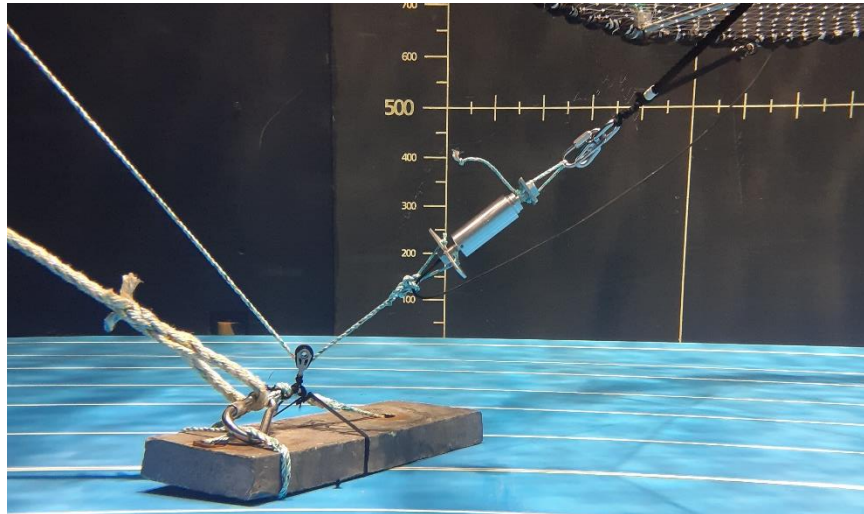


Figure 19 : capteur d'effort utilisé dans le bassin d'essai

Les photographies ont permis de mesurer la géométrie des nasses dans le courant (hauteur verticale et ouverture de la goulotte), d'évaluer la hauteur et l'angle des nasses au-dessus du fond (Figure 20). Deux appareils photographiques ont été utilisés : le premier posé sur un trépied mis à niveau et face à la nasse, le second positionné au plus près de la vitre face aux capteurs d'efforts. Le logiciel *Imagej* a permis de recueillir les paramètres géométriques des nasses. L'erreur de lecture est estimée à 3 %.

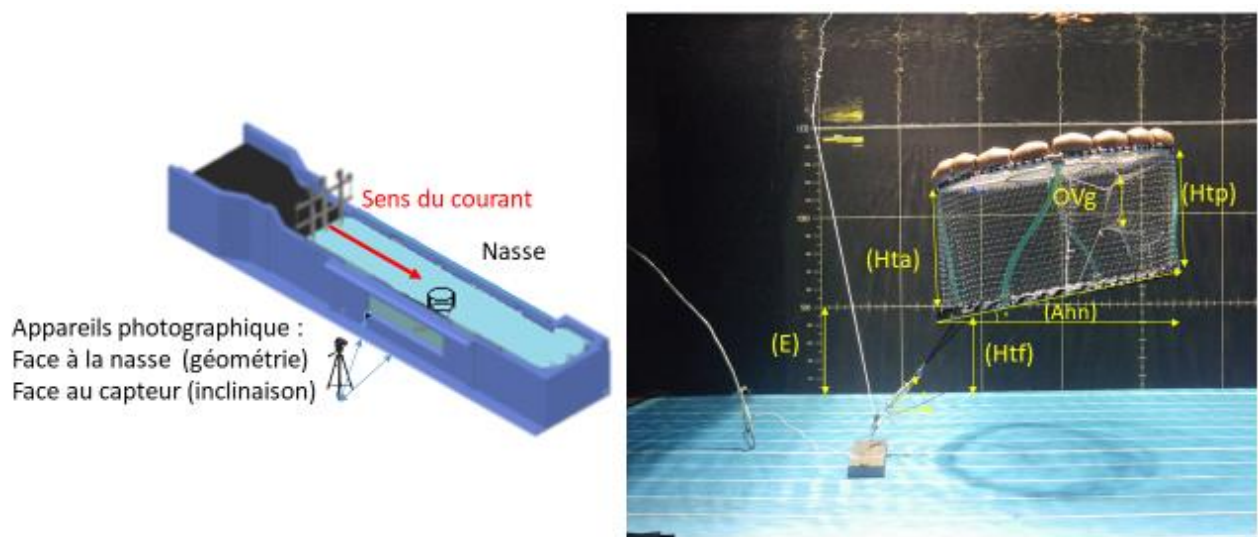


Figure 20 : A gauche : positionnement des deux appareils photographiques au niveau de la vitre du bassin et symboles des paramètres recherchés. A droite : paramètres géométriques mesurés

La série de mesures avec le logiciel *Imagej* se présente de la façon suivante :

- (E) Mesure de l'échelle (Paramètre *Imagej*)
- (Hta) Hauteur de la nasse côté antérieur
- (Htp) Hauteur de la nasse côté postérieur
- (Ovg) Ouverture de la goulotte

(H_f) Hauteur de la nasse au-dessus du fond
 (A_{Vn}) angle horizontale de la nasse
 (°) Angle du capteur

5.3 Résultats

Les nasses ayant le plus d'effort au niveau du capteur sont aussi celles qui ont le plus de surface de fil, c'est-à-dire les nasses de grandes dimensions GP₄ et GM₂ (Figure 21). En étudiant la courbe des deux grandes nasses, on peut déterminer le faible effet des embouts souples plastiques (GP₄) aux vitesses les plus faibles jusqu'à 0.6nd et, au-delà, les tensions augmentent progressivement. Par contre, on constate sur la nasse (GM₂) une augmentation brutale de l'effort aux vitesses supérieures à 0.6nd sans doute due aux embouts articulés métalliques.

Il est intéressant de noter sur la petite nasse plastique PP₂ un effort aux vitesses inférieures à 0.8nd plus important que la nasse (PM₆). A ces vitesses faibles, la nasse se présente sous un profil ayant une surface portante plus importante due à son inclinaison verticale (flottabilité) qui implique une plus grande surface de fil à la poussée de l'eau.

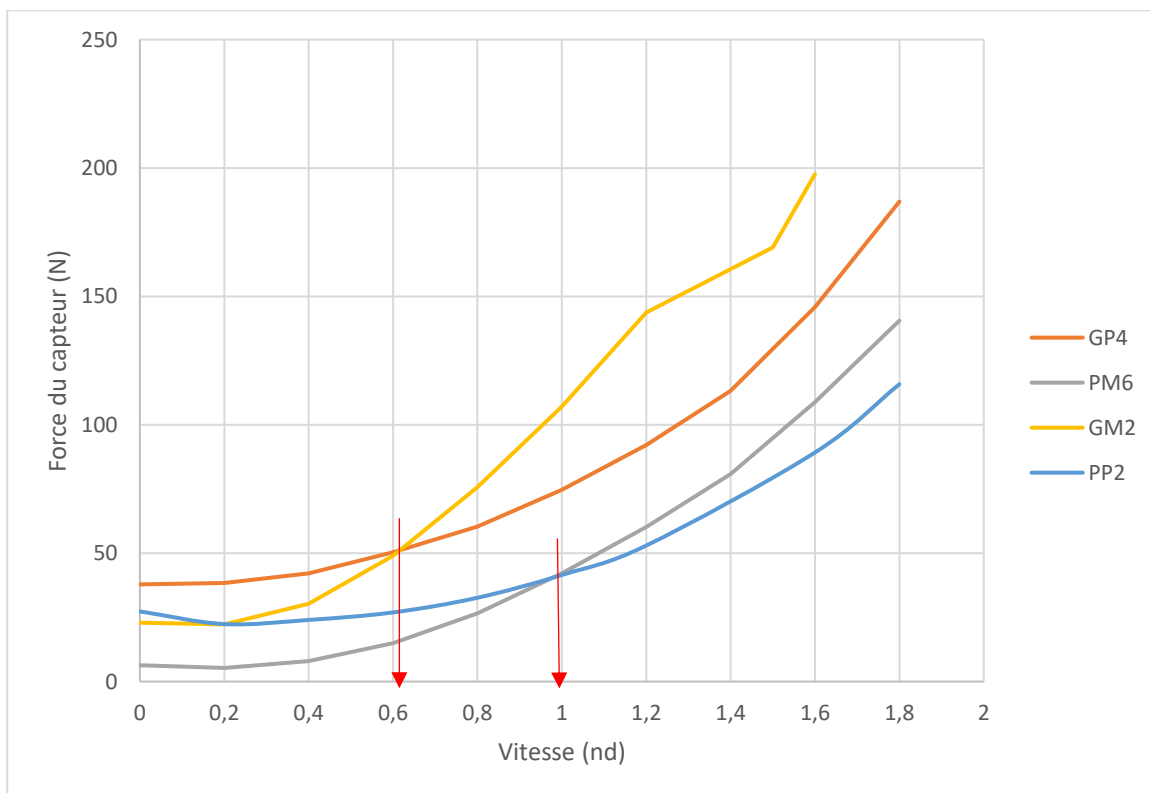


Figure 21 : force exercée sur la nasse en fonction du courant de la veine du bassin d'essai

5.3.1 PP2 Nasse petite plastique 2

Le positionnement de la goulotte de la nasse face à l'appât et face au courant de la veine s'aligne parfaitement dès que l'on met la veine à la vitesse de 1 nœud. Aux vitesses inférieures à 0.6 nd, la partie postérieure de la nasse est plus haute que la partie antérieure de la nasse avec une inclinaison de l'ordre de 20°. Du fait de cette inclinaison, la poussée horizontale du courant sur la diffusion de l'appât face à l'entrée de la goulotte n'est pas dans le même alignement horizontal ce qui peut diminuer l'efficacité de la nasse au moment de la capture.

Il est à noter que l'ouverture intérieure (Ovg) de la goulotte décroît avec l'augmentation de la vitesse. On est en moyenne à 30 cm de 0 à 1 nœuds puis à 25 cm de 1.2 à 1.8 nœuds (Figure 22). Ce phénomène de fermeture relative de la goulotte qui apparaît négligeable peut avoir un effet sur la capture à ces vitesses en diminuant le diamètre d'entrée de la goulotte.

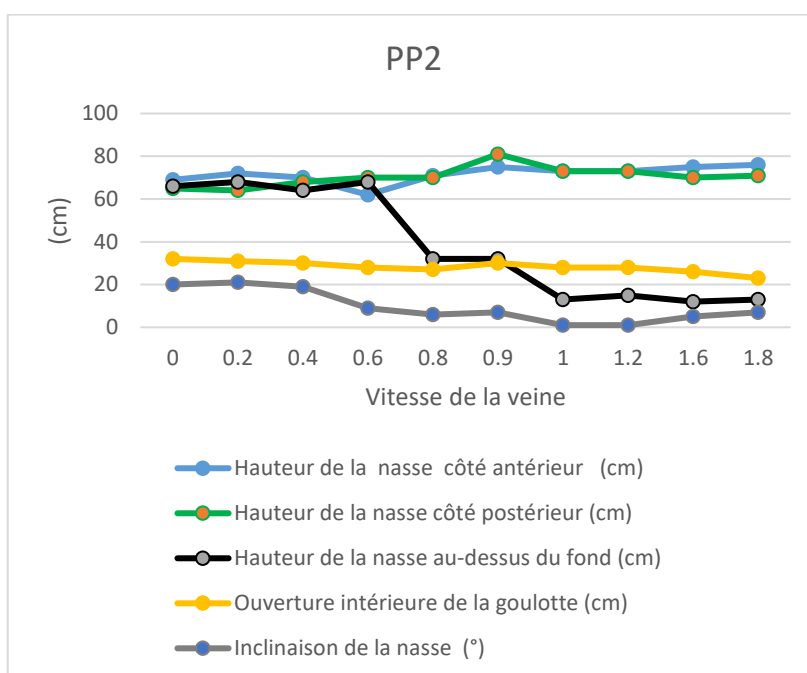


Figure 22 : mesures des paramètres géométriques de la petite nasse avec montants plastiques en fonction de la vitesse du courant

5.3.2 GP4 Nasse grande plastique 4

La géométrie de la grande nasse avec embout plastique est assez similaire avec la petite nasse (PP2). La hauteur côté antérieur et postérieur de la nasse est variable aux vitesses inférieures à 1 nd. De 0 à 0.8 nd, le côté postérieur de la nasse est plus haut que le côté antérieur de la nasse avec une inclinaison verticale du fond de la nasse de l'ordre de 17° vers le haut (postérieur). Le risque ici est que la diffusion de l'appât ne soit pas exactement alignée face à la goulotte ; à noter toutefois que l'ouverture de la goulotte n'est pas diminuée à ces vitesses. La nasse se positionne à l'horizontale dès la vitesse de 1 nd. L'ouverture de la goulotte subit une légère diminution qui passe de 24 cm en moyenne à 20 cm. La nasse ne touche pas le fond du bassin (Figure 23).

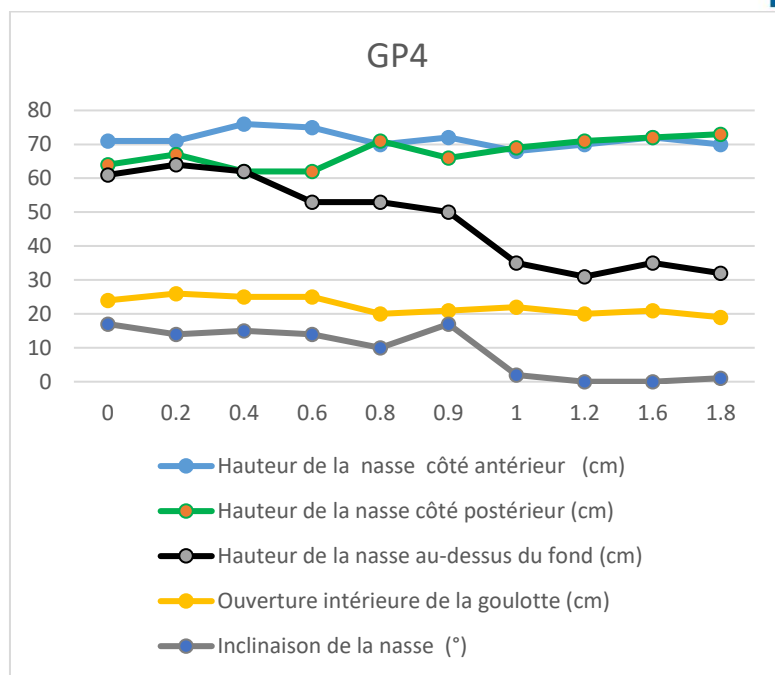


Figure 23 : mesures des paramètres géométriques de la grande nasse avec montants plastiques en fonction de la vitesse du courant

5.3.3 PM6 Nasse petite métallique 6

La petite nasse à embout articulé présente une ouverture de la goulotte à peu près constante (moyenne de 27 cm) aux différentes vitesses testées ainsi que peu de variation des deux hauteurs, côtés antérieur et postérieur. Le fond de la nasse est incliné vers le haut à partir de 0.8 nd qui passe de 2° à 15° d'inclinaison verticale (Figure 24). A noter que le côté postérieur de la nasse touche le fond dès la vitesse de 1.2 nd avec le risque, à ces vitesses, de prise accidentelle de crustacés.

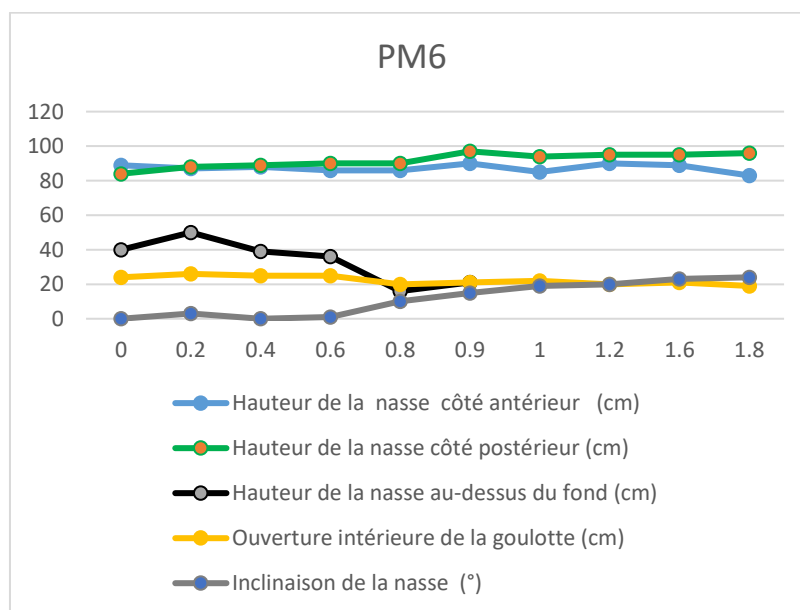


Figure 24 : mesures des paramètres géométriques de la petite nasse avec montants métalliques en fonction de la vitesse du courant

5.3.4 GM2 Nasse grande métallique 2

La grande nasse à embout articulé présente une ouverture de la goulotte à peu près constante (moyenne de 25 cm) aux différentes vitesses testées. On peut voir que la hauteur côté postérieur de la nasse est en moyenne de 7 cm supérieure. Le fond de la nasse est incliné vers le haut à partir de 0.8 nd qui passe de 2° à 15° d'inclinaison verticale (Figure 25). A noter que le côté postérieur de la nasse touche le fond dès la vitesse de 1 nd avec le risque à ces vitesses de prise accidentelle de crustacés (coté goulotte).

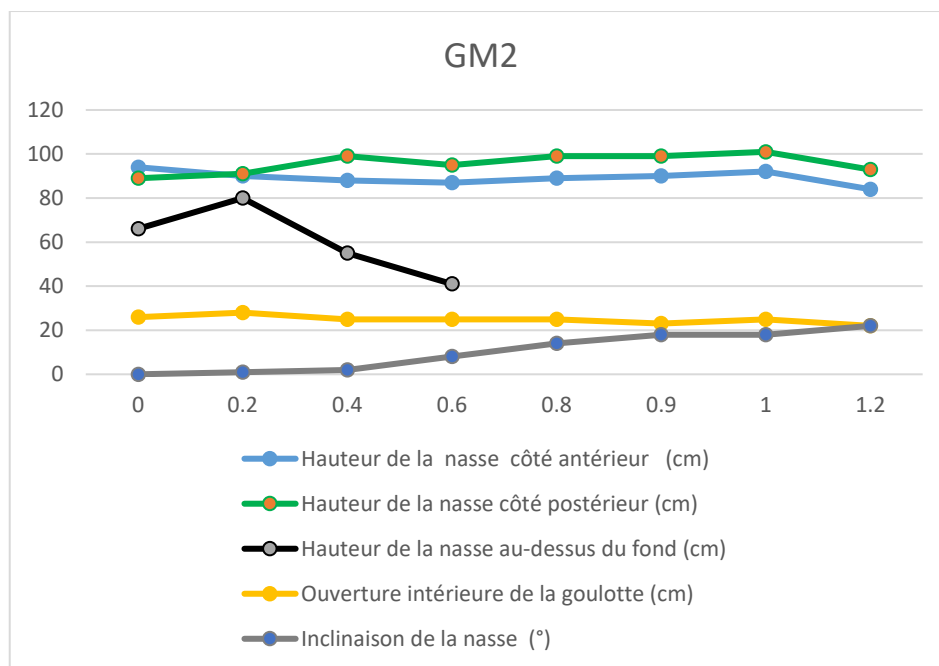


Figure 25 : mesures des paramètres géométriques de la grande nasse avec montants métalliques en fonction de la vitesse du courant

5.4 Conclusion

Les prototypes de nasses ont été testées au bassin à circulation d'eau de Lorient afin d'estimer leurs performances techniques. Les efforts exercés se décomposent de la façon suivante : d'une part la poussée verticale des flotteurs est plus importante que la poussée de l'eau pour les nasses à embout plastique qui ne sont pas à l'horizontale (vitesse de la veine inférieure à 1 nœud), d'autre part les nasses à embouts métallique touchent le fond aux vitesses supérieures à 1.2 nœud. Les résultats démontrent donc que les nasses ne répondent qu'en partie au cahier des charges fixées. Globalement elles sont décollées du fond pour éviter les captures accidentelles de crustacés, cependant, pour les deux nasses à embouts métalliques, les bords postérieurs touchent le fond aux vitesses supérieures à 1 nd. On voit également que les nasses à embouts plastiques sont déployées à la verticale aux faibles vitesses ce qui peut altérer leur efficacité. Afin de pallier cela, il suffira d'ajouter une troisième patte d'oie pour la repositionner à l'horizontale, ou enfiler les coques dans un fil câblé positionné à la verticale.

Sur l'ensemble des tests, la géométrie des goulottes peut varier entre 25 cm et 30 cm de hauteur chaque.

Les deux types de nasses ont également des capacités mobiles comme recherché, c'est-à-dire à diffuser correctement le flux de l'appât poussé par le courant face à la goulotte grâce à la fixation (patte d'oie et émerillon) judicieusement placé sur le fond de la nasse.

L'intégralité des mesures et les photos du comportement des nasses dans le courant du bassin d'essais sont présentées dans l'annexe 9.2 de ce rapport.

6 Impacts des nasses à poisson

6.1 1. Introduction

Understanding the impacts of fishing goes beyond looking at its effects on harvested fish stocks (Fernandes and Cook, 2013; Worm et al., 2009), as it is also necessary to consider the impacts of fishing on non-target species (Bellido et al., 2011; Catchpole et al., 2005; Uhlmann et al., 2014), as well as on habitats and seafloor integrity (Amoroso et al., 2018; Hiddink et al., 2017).

Sea floor integrity is one of 11 ecosystem descriptors for which the European Marine Strategy Framework Directive (MSFD; 2008/56/EC) aims to evaluate the Good Ecological Status (GES). For this descriptor, GES is defined as “Sea-floor Integrity is at a level that ensures that the structure and functions of the ecosystems are safeguarded and benthic ecosystems, in particular, are not adversely affected” (Rice et al., 2012).

Most studies on seafloor integrity in relation to fishing activities concern mobile bottom-contacting gear such as bottom trawls, dredges or bottom seines (Watling and Norse, 1998). These gears are known to have biological effects by killing or damaging organisms (Eleftheriou and Robertson, 1992; Freese et al., 1999), but also by modifying richness, biomass or productivity of the benthic communities (Hiddink et al., 2006). Geochemical effects such as modification of biogeochemical fluxes due to penetration of the gear into the sediment (Kaiser et al., 2002) or physical effects (e.g., sediment resuspension or modification of seabed topography) have also been reported (Durrieu De Madron et al., 2005; Puig et al., 2012). A meta-analysis performed in the UK, considering 31 habitats and 14 categories of fishing activities and based on sensitivity and resilience scores, revealed that most habitats were highly sensitive to towed fishing gears such as beam trawls and scallop dredges, whereas only three habitats were sensitive to potting and only at heavy fishing intensity (Eno et al., 2013). The same observation was made in the north-east USA (Grabowski et al., 2014), where habitat vulnerability was high for dredges and

otter trawls whereas sensitivity was much lower for fixed gears such as gillnets, traps and longlines.

Static fishing gears are often mentioned as lower impact alternatives to towed gears, although studies conducted on their impact on the seafloor are scarce (but see (Hornborg et al., 2017)). Thus, among 130 studies on static gears (Uhlmann and Broadhurst, 2015), impacts were reported on discard (85 papers) and escapee (8) mortality, depredation (10) and ghost fishing (24), but only three studies concerned mortality due to habitat degradation by fishing activities (R. A. Coleman et al., 2013; Eno et al., 2001; Lewis et al., 2009). The few studies on set gillnets, traps or pots mainly concerned changes in species composition of the benthic community, and results differ according to the habitat considered. For example, lobster traps set on coral reef flats could reduce the percentage of benthic cover from 45% to 31% in quadrats along the trap movement path (Lewis et al., 2009), whereas in temperate rocky habitats (R A Coleman et al., 2013) no assemblage changes were observed between areas subject to potting compared with non-fished areas. In subtropical kelp forests and rocky reefs, set gillnets damaged or removed ~19% of all kelp and ~17% of all gorgonians within 1 m of the net path whereas traps had almost no impact on benthic communities (Shester and Micheli, 2011).

The sweeping movements of static gear and modifications that this could cause to the substrate (e.g., sediment resuspension or modification of seabed topography) are rarely considered, although a recent study on bottom set gillnets revealed that sweeping movements could be up to 2 m (Savina et al., 2018). One study reported trap movement according to the wind during the storm season in the Caribbean (Lewis et al., 2009) and showed that single, buoyed traps could move a mean distance of 3.6 m, affecting an area of 4.6 m² when the trap was set in low depths. To the best of our knowledge, no studies have yet been made on the physical impact of fish traps rigged in lines even though, in commercial fishing conditions, this gear configuration can consist

of up to several hundred metres of leaded rope and be composed of several hundred traps (up to 800 lobster traps in the Gulf of Maine) (Suuronen et al., 2012). In fishing areas subject to tidal currents or high swell, the rope is usually attached to anchors at its extremities to prevent drifting. According to several authors, the traps, the rope or the anchor could all induce injuries at different times during the fishing process e.g., initial setting, changing tides, sliding during retrieval (Lewis et al., 2009; Van der Knaap, 1993).

In this study, we aimed to compare a lightweight trap and an heavy trap according to four indicators describing seafloor impact. We used an Acoustic Doppler Current Profiler to estimate trap rotation during tidal current changes, and 3D video cameras to estimate potential sweeping motion on the seabed and penetration into the sediment during soaking time. Video was used to estimate trap sliding during retrieval. Each indicator was recorded under strong and low tidal currents. The results obtained may be considered as a case study of trap physical impacts on the seabed.

6.2 2. Material and methods

6.2.1 2.1. Sea trials

The sea trials were performed in the Bay of Quiberon (47°32 N, 003°05 O, Bay of Biscay, East Atlantic, ICES Subarea VIIIa) in July 2019. Two types of commercially-available Norwegian traps, distributed by Fiskevegn, were tested because they differ in weight: a lightweight trap of 13 kg and a heavy one of ~31 kg (referred to hereafter as the lightweight and heavy configurations). The lightweight trap has a rectangular base of 1.50 m * 1 m and is composed of two chambers of 60 cm height. The heavy trap has a truncated conical shape with a round base of 1.40 m diameter and 0.85 m diameter at the top. It is composed of a single chamber 1.1 m height. The light traps are used in the 8a ICES area and the main species caught in commercial conditions are conger,

ling, edible crab and bib with respectively 758 tons, 4 tons, 3.2 tons and 2 tons in 2019 (SACROIS algorithm, (Demaneche et al., 2010)). The mean soaking time in this area is comprised between 12 and 48 hours according to field survey with fishermen. The heavy traps are mainly used in Norway and target cod and tusk.

A fishing line with 5 traps was deployed, with approximately 10 m of 20 mm diameter foot rope between each trap (total weight of the rope: 14 kg). The traps were attached to the mainline by a 2 m branchline attached to the bottom frame opposite the trap entrance. At both ends of the mainline there was a 20 kg anchor and a rope attached to a surface buoy (Figure 26). The total weights were 119 kg for the lightweight configuration and 209 kg for the heavy one.

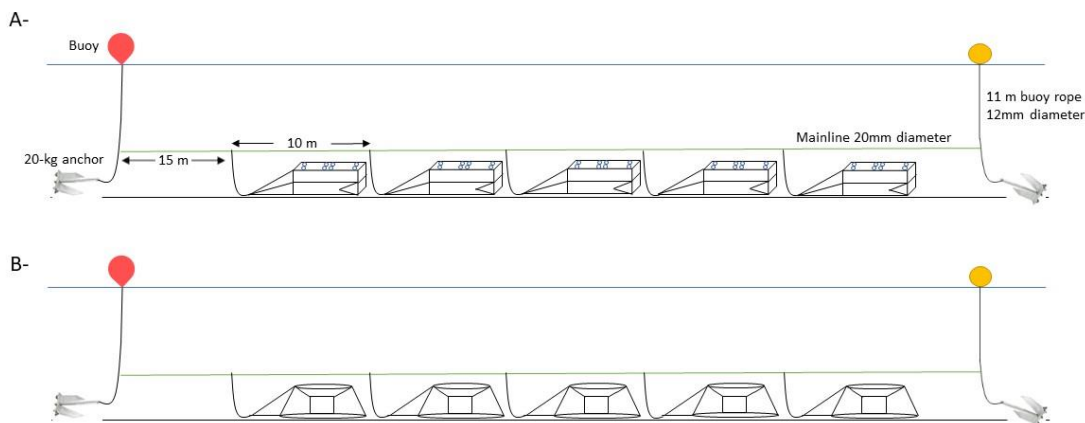


Figure 26 : The two trap configurations tested. A- lightweight traps, B- heavy traps.

The trap line was soaked in waters no deeper than 12 m in an area of muddy sand seabed for an 8-hour period including a change of tide. Each configuration was soaked twice for both high (between 72 and 104) and low (between 39 and 54) tidal coefficients (hereafter Days 1 & 2 refer to lightweight trap, low tidal coefficient; Days 3 & 4: lightweight trap, high tidal coefficient; Days 5 & 6: heavy trap, low tidal coefficient; Days 7 & 8: heavy trap, high tidal coefficient). The trap line was set in the same direction as the predominant current direction i.e., on a North/South axis (determined by a pre-study in the sampling area - S1).

6.2.2 2.2 Video data collection

6.2.2.1 2.2.1 Stereovision during soaking time

The experimental setup for stereovision was based on the methodology developed by Savina et al. (Savina et al., 2018), with an observation device composed of two GoPro Hero 7 cameras mounted on a metal frame weighted with two ballasts of ~8 kg each. The cameras were positioned 60 cm from each other and kept in waterproof housings (Figure 27 : The observation unit in the IFREMER Lorient flume tank.).

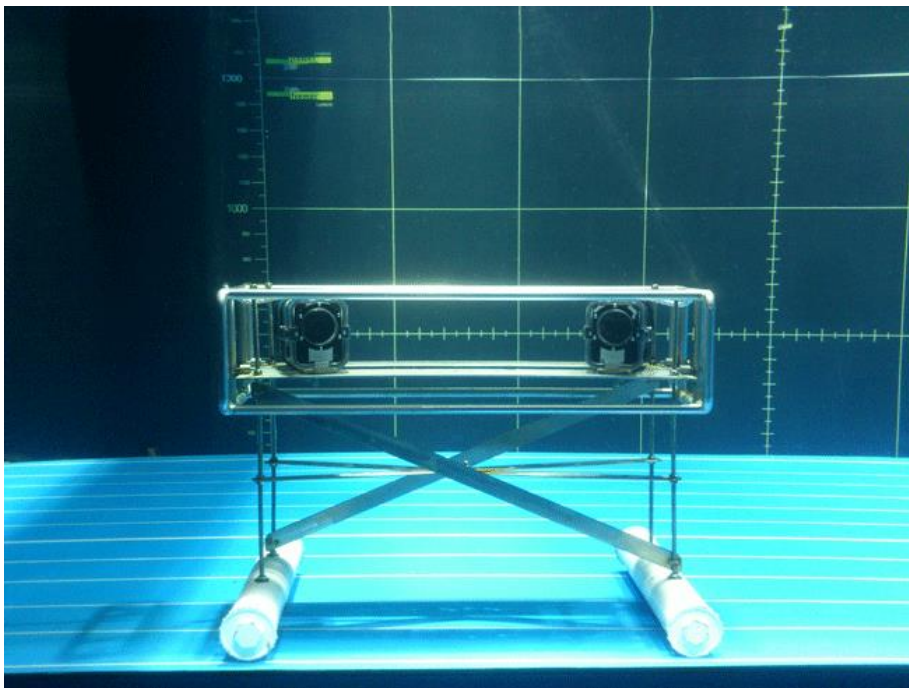


Figure 27 : The observation unit in the IFREMER Lorient flume tank.

Before conducting experiments at sea, we tested the grounding of the observation device in high currents in the flume tank at Ifremer Lorient (Vincent et al., 2018). At sea, the stereovision device was positioned in front of the fourth trap along the line, at about 2 m from the trap. White buoys were added to the trap as reference points for the subsequent video analysis (Figure 28).

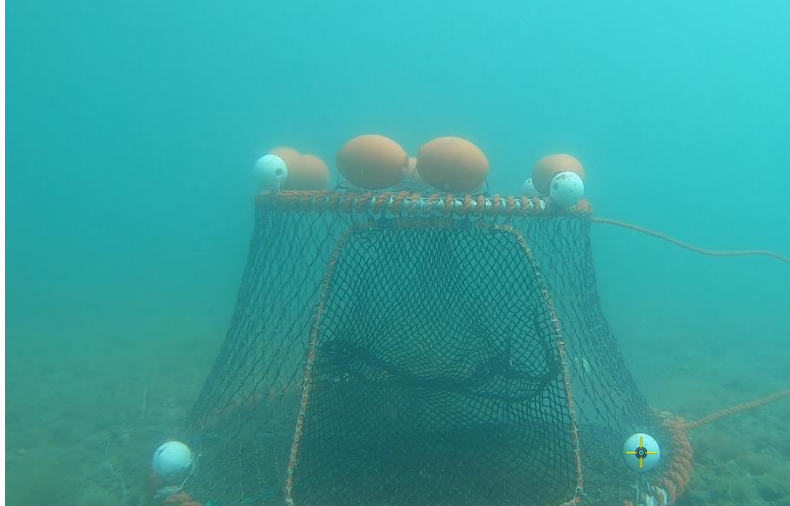


Figure 28 : A heavy trap with white buoys attached to create reference points for video analysis.

Settings were identical for the two cameras. The video resolution was set at 1920*1080 pixels and frames per second was set at 24. Left and right cameras were synchronized using a light flash. The videos were analysed using the free open-source program VidSync (www.vidsync.org). The mathematics of the 3D measurements by this software are fully described in (Neuswanger et al., 2016). The different steps of recording were: i) creation of a project in VidSync, ii) importation of the right- and left-hand videos, iii) synchronization of the videos, iv) importation of the files related to the distortion and 3D calibrations, and v) measurement of an identified point on each video (a white buoy in our case) every 10 minutes for a maximum of 8 hours of video recording. Before accurate 3D measurement of trap position could be done, calibration and lens distortion were obtained using a calibration cube and chessboard (S2). To convert measurements from the videos (units in pixels) to real world measurements (units in metres), a calibration was performed using a 3D calibration frame (S2b) on an in-situ video with sufficient underwater visibility. The 3D calibration frame was composed of white points of known positions. These white points were then tagged in VidSync. To correct the lens distortion, a chessboard (S2a) was positioned in front of the two cameras.

The calibration and distortion corrections were validated for each specific configuration, i.e., camera settings and relative position and orientation. Thus, to ensure that the calibration and distortion corrections were always valid between two sets of measurements, 3D printed parts were used to put the cameras in exactly the same relative position and orientation. In addition, before each experiment (except for Days 3 and 4), three verification measurements were made with points 300 mm apart within each axis, using the calibration frame. From these measurements, the mean and the standard deviation were calculated for each day and each axis (S3). Overall relative errors were smaller than 10%, i.e. 3 cm corresponding to the precision of our experimental setup.

6.2.2.2 During retrieval

To quantify the swept distance and area of a trap during retrieval, a camera was set up facing the sea bottom (Figure 29). The distance was determined by counting the number of meshes (knowing mesh size) until the trap came away from the bottom using references points on the sea bottom (stones, shells). The corresponding area was calculated by multiplying this distance by the maximum width of the trap.

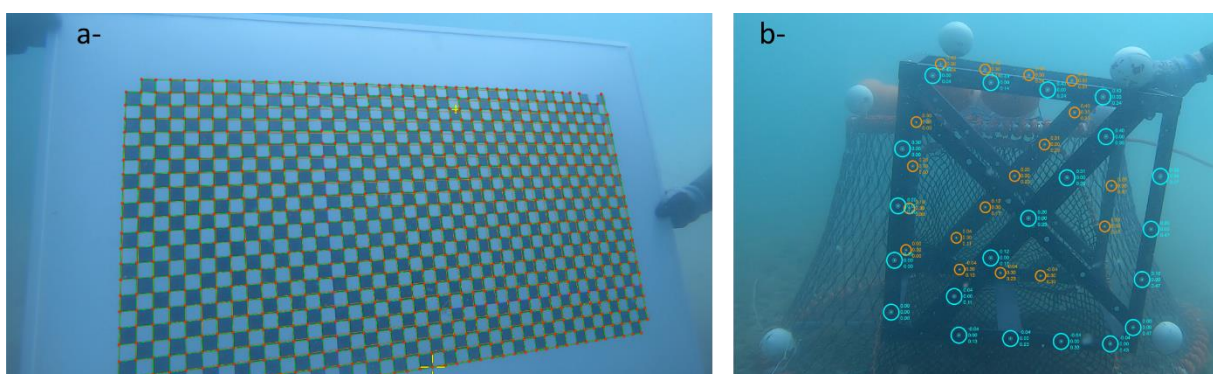


Figure 29 : Position of the camera facing the sea bottom and of the Acoustic Doppler Current Profiler (left panel) and View of the bottom from the camera set to quantify the swept distance during retrieval (right panel).

6.2.3 2.3. Current measurements and trap orientation

A Nortek Aquadopp ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) was attached in the lower part of the fifth trap along the line to measure the local absolute water current intensity and direction (Fig 4). The ADCP was set to measure current in 20 cells of 0.15 m to get the current profile from the seabed up to 3 m in height. The first 1.50 m starting from the seabed were not considered, so as to avoid measuring the current beyond any possible wake from the trap. Only the average current in the profile from 1.5 m to 3m was considered. Thus, the measured water current was probably greater than the current at the level of the trap due to the velocity gradient near the seabed. The water velocity during the experiment varied from $0.0008 \text{ m}\cdot\text{sec}^{-1}$ to $0.3 \text{ m}\cdot\text{sec}^{-1}$ with a mean current higher at high tidal coefficients ($\sim 0.1 \text{ m}\cdot\text{sec}^{-1}$) than at low tidal coefficients ($\sim 0.05 \text{ m}\cdot\text{sec}^{-1}$). To assess trap rotation rate, the magnetic orientation (0° for North to 360° turning clockwise) of the trap was measured by the ADCP integrated magnetometer.

6.3 Results

6.3.1 Impacts during soaking time

6.3.1.1 Trap rotation

Orientation measures from the ADCP were based on a magnetic compass giving continuous values with 0° for North, 90° for East, etc ... Thus, a constant value means that the orientation remains constant. During soaking time, even at the tide change, the orientation of the trap did not vary, meaning that no rotation around the branchline could be detected (Figure 30).



Figure 30 : Trap orientation (in degree) during the experiment.

6.3.1.2 Trap slide and penetration

The stereovision system indicated that penetration into the sediment (z-axis up/down) of either the light or heavy trap ranged between 0.02 cm and 1 cm, which was lower than the potential error of measurement. No larger penetration was observed during the experiment. The maximum distance covered by the lightweight trap on the x-axis (right/left) during low tidal coefficients was 1.6 cm (Figure 31). During high tidal coefficients, the maximum distance covered by the lightweight trap was 3 cm. For the heavy trap, the distance covered during low tidal coefficients could reach 1 cm, and during high tide coefficients 3 cm. On the y-axis (front/back), the maximum distance covered by the lightweight trap during low tidal coefficients was 4 cm. For high tidal coefficients, the maximum distance covered by the lightweight trap was 6 cm. Considering the heavy traps, the distance covered on the y-axis could reach 1 cm during low tidal coefficients, and up to 5 cm during high tidal coefficients.

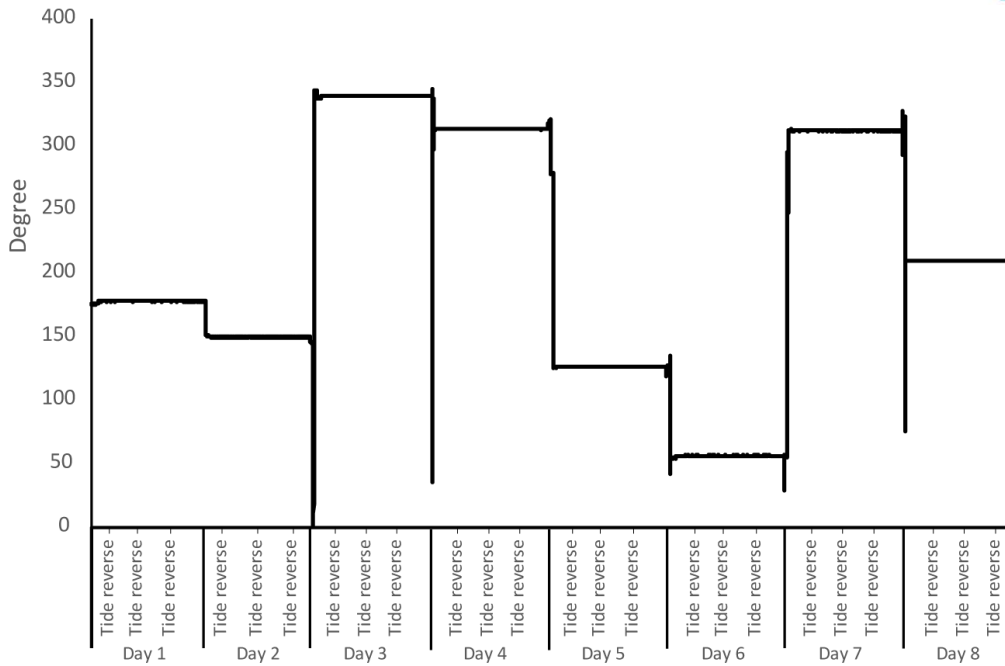


Figure 31: Relative positions of the trap from the initial position (in metres) in the X and Y dimensions.

6.3.2 Impacts during retrieval

For the lightweight configuration, the retrieval phase lasted for a mean of 20 ± 11 seconds. The mean distance swept by the trap was 67 ± 45 cm, with a minimum distance of 25 cm and maximum distance of 136 cm. The corresponding swept areas were 0.375 m^2 and 2.04 m^2 , respectively. For the heavy configuration, the retrieval phase lasted for a mean of 21 ± 13 seconds. The mean swept distance of a heavy trap was 78 ± 49 cm with a minimum distance of 11 cm and maximum distance of 145 cm. The corresponding swept areas were 0.15 m^2 and 2.04 m^2 , respectively.

6.4 Discussion

In a review on ways of lowering the impact of fishing activities in the future, fish traps are identified as offering attractive characteristics in terms of both sustainable development and economic viability (Suuronen et al., 2012). Trap fisheries have low fuel needs, the survival of unwanted bycatch species is high and, depending on soaking time and depredation, the traps

may capture fish alive and uninjured, meaning that fishermen could obtain a higher selling price.

In our case study, we provide information on trap motion during soaking time and retrieval for two types of trap that confirms the low impact of this fishing technique on the seafloor. No movement could be detected during soaking time and the swept area was below 2m^2 ($2 \cdot 10^{-6} \text{ km}^2$) during retrieval, which is very low compared with other fishing gears. Thus, for different towed fishing gears, the hourly swept area varied from a maximum of 1.6 km^2 for Scottish seine to $\sim 0.2 \text{ km}^2$ for beam trawlers (Eigaard et al., 2016). The same order of magnitude was reported for beam trawlers towing two 12-m width beams with a substratum impact of 0.27 km^2 (Kaiser et al., 2002). The swept area for an encircling trammel net (Matuda, 1963), was found to be between 0.180 and 0.654 km^2 (Matuda and Kitahara, 1967). Concerning static fishing gear, a swept area of about 0.04 km^2 for lightweight gillnets and 0.01 km^2 for heavy gillnets deployed in the Kattegat (Savina et al., 2018). It is important to compare these swept areas in light of the catches' weight. In 2019 in the ICES division 8a where we conducted our study, for one hour bottom trawling, that is one hour of impact on the seafloor, the mean weight of fish catches is 55.1 kg/hour (SACROIS algorithm, fishing gear OTT and OTB, (Demaneche et al., 2010)). In the same area for fish trapping (fishing gear FPO), the mean catches' weight for a fishing sequence (mean soaking time of 18 hours) is 809 kg meaning that the weight per hour fishing is lower, but as the traps are impacting the seafloor solely during trap retrieval that last for few minutes or seconds, it appears that fish trapping is a good compromise between fish catches and gear impact. By comparing bottom trawl and creel *Nephrops* fishery in the Kattegat and Skagerrak (Hornborg et al., 2017) also showed that creeling has a reduced seafloor pressure per landed kilo of *Nephrops*. The authors showed that the average swept area per tonne of *Nephrops* landed by creels is $0.0027 \text{ km}^2/\text{tonne}$ whereas for trawling it varies between 21 and $40 \text{ km}^2/\text{tonne}$, depending on whether a sorting grid is employed.

The severity of fishing gear impact was also examined by (Eigaard et al., 2016), who quantified this impact at both the surface and subsurface of the sediment. These authors reported that scallop dredges, flatfish beam trawls and *Nephrops* trawls had the most impact on the subsurface, with a maximum hourly swept area of 0.3 km² for *Nephrops* trawlers. In the present study, no penetration of the trap into the subsurface could be detected, meaning that the impact of trap on subsurface organisms during soaking time is probably inexistent. The movement of the trap during retrieval could however cause damages to sessile organisms at the sediment surface (Lewis et al., 2009) even if in some studies traps have minimal (Shester and Micheli, 2011) or no (R A Coleman et al., 2013) impacts on fixed species such as gorgonians, sponges, or algae. This impact on epibenthic organisms was not assessed in the present study.

Even if trap impact on the sea bottom is already quite low, technical solutions can be proposed to further reduce any potential effects. Thus, floating traps are used in cod fisheries in Norway and Sweden (Furevik et al., 2008; Ovegård et al., 2011). Besides reducing the impacts on the seafloor, floating traps prevent the catch of non-target crustaceans and are also more efficient, as the entrance always faces the currents resulting in higher cod catches.

Other issues relating to fish traps could be raised, such as ghost fishing (Al-Masroori et al., 2004) and pollution from traps lost at sea (Naranjo-Elizondo and Cortés, 2018; Unger and Harrison, 2016), but these impacts also exist for other gear types that have higher impacts on the seabed (e.g., gillnets or trammel nets, (Ayaz et al., 2006; Breen, 1990; Erzini et al., 1997); or trawls, (Donohue et al., 2001)). Some solutions have been proposed to mitigate these impacts: the use of natural fibres (Blott, 1978) or biodegradable plastics in some parts of the trap (Bilkovic et al., 2012a) to disarm the gear if it is lost. This solution allows any captured animals to escape and may provide habitat complexity or refuges for some species, when the natural structures may

have been compromised by other fishing gears with a more destructive character (Renchen et al., 2014; Renchen and Pittman, 2012). Some traps are constructed completely out of in biodegradable plastics that are entirely degraded after a certain time period but that have the same fishing efficiency as commercial traps made of polyethylene (Kim et al., 2014c).

The low impacts of the two types of fishing traps we studied provide an avenue for the future development of this fishing technique. Thus, with the emergence of offshore windfarms and tidal energy, stakeholders need to find trade-offs between fishing activities, renewable energy generation and biodiversity conservation. Some cohabitation scenarios envisaged for the North Sea (Stelzenmüller et al., 2016) revealed that the implementation of offshore windfarms would lead to a 50% loss in landings for the international gillnet fishery but no loss for fishermen using brown crab traps. In the same way, in Ireland, trap fishing would not experience any decline until 78% of the areas were allocated to renewable energy (Yates et al., 2015). The potential of trap fishing has also been remarked as a promising fishing technique in Marine Protected Areas. In the Port-Cros national park in the Mediterranean Sea, where only six traps per boat are permitted, the artisanal fishery does not jeopardize the conservation benefit of the MPA (Cadiou et al., 2009). In the sanctuary zone of Lundy Island in the Celtic Sea, no differences were observed over time between areas subject to potting and those not fished, meaning that setting traps for lobsters and crabs in inshore waters seemed to have no detectable effects (R A Coleman et al., 2013).

To the best of our knowledge, this study is one of the first attempt to characterize the impacts on the seafloor of two distinct fish traps rigged in lines (see (Hornborg et al., 2017) for an example on *Nephrops* creel). These results are, of course, specific to the fishing conditions in terms of currents, tidal coefficient, sediment type and depth that we experienced while taking the

measurements and could thus be subject to variations if the traps were set in different environments. Our experimental setting was composed of 5 traps but it is important to notice that for most of the fleets operating fish traps, several ten of traps could be deployed and even several hundred for crustaceans or cephalopod pots. Nonetheless, our results underline the potential of fish traps as a promising type of fishing device for sustainable development of marine ecosystems.

7 Nasses et biomatériaux

7.1 Introduction

7.1.1 Contexte

Aujourd'hui, la majorité des engins de pêche (filets, casiers, nasse à poisson...) est fabriqué à partir de matériaux plastiques tels que le polyamide, le polypropylène, le polyéthylène... Ces matériaux polymères ont de nombreux avantages car les fils utilisés peuvent ainsi être flexibles, résistants, transparents, teintés à façon..., mais sont aussi à l'origine de certains problèmes environnementaux actuels. Issus de ressources pétrochimiques, leur durée de vie peut atteindre plusieurs centaines d'années, ce qui peut être problématique en cas de perte ou d'abandon en mer. Estimés à 20%, ces déchets marins provenant des activités maritimes se retrouvent dans la nature, polluant ainsi durablement les mers et océans. L'accumulation et la fragmentation progressive de ces déchets ont des conséquences néfastes pour la faune marine et le deviennent peu à peu pour l'Homme, le dernier maillon de la chaîne alimentaire marine.

Afin de minimiser l'impact de ces engins de pêche sur l'environnement marin, une alternative serait de concevoir différemment ces produits en intégrant l'origine des matières premières mais, aussi et surtout, la fin de vie du produit. Dans une démarche globale de réduction des déchets, il est primordial d'adapter la durée de vie du matériau à son utilisation. La substitution de ces plastiques traditionnels par des plastiques biodégradables apparaît donc comme une alternative réaliste pour réduire la pollution des océans sur le long terme.

C'est dans cette optique que le projet BAITFISH a été créé pour tenter de répondre, entre autres, à la problématique des engins de pêche perdus ou abandonnés en mer, en proposant une nouvelle solution de nasse à poisson moins impactante sur l'environnement.

7.1.2 Le projet BAITFISH

La nasse à poisson est une technique de pêche ancestrale qui présente un regain d'intérêt, du fait de son potentiel à s'inscrire comme technique de pêche respectueuse de la ressource et de l'environnement. Ce type d'engin essentiellement développé et utilisé à l'étranger se montre cependant peu transférable d'une pêcherie à l'autre, en particulier du fait de leur caractère espèce-dépendant.

Le projet BAITFISH (Behaviour, performAnce, Impacts of Trap FISH) est un projet collaboratif entre l'Université de Bretagne Sud (UBS) via le plateau technique ComposiTIC, l'Ifremer de Lorient via le Laboratoire de Technologie et de Biologie Halieutiques (LTBH) et le Comité Départemental des Pêches Maritimes et Élevages Marins du Finistère (CDPMEM 29). Il a pour but de mettre au point des nasses ciblant un poisson d'intérêt commercial dans le Golfe de Gascogne. Il se décompose en phases permettant de mieux comprendre le processus de capture grâce aux observations sous-marines. L'identification d'une espèce d'intérêt commercial qui présente des dispositions pour être pêchée à la nasse, ainsi que des zones favorables à cette technique de pêche se fera en présence des professionnels de la pêche. Le comportement du poisson autour de différents attractants et du piège sera étudié pour élaborer des techniques et engins qui pourront ensuite être testés à bord de navires professionnels pour évaluer leur

performance. Les questions d'impact de ces engins sur la ressource et sur l'environnement seront aussi abordées tout au long du projet. La conception de nouvelles nasses à partir de matériaux biodégradables moins impactant est donc envisagée. Ce projet se veut pluridisciplinaire en appelant des compétences dans les domaines de la technologie (moyens de mesure et d'observation), de la biologie/écologie halieutique (attraction, capture, sélection, impact), de la modélisation du comportement des poissons et de l'économie des pêches, et de la science des matériaux.

7.1.3 Descriptif du rapport

Les travaux présentés dans ce rapport concernent la dernière phase du projet BAITFISH qui étudient les impacts environnementaux liés à la nasse à poisson. Ils portent donc sur l'élaboration d'un engin de pêche alternatif, résistant et biodégradable en milieu marin. Le caractère biosourcé de la matière première est également un paramètre à prendre en compte au vu de l'épuisement des ressources pétrochimiques. La réflexion a donc été entreprise, en parallèle de celle sur une nouvelle conception de nasse, sur les biomatériaux pouvant être intégrés dans le but de réduire ses impacts, en cas de perte en mer par exemple. Pour ce faire, différentes formulations à partir de plastiques biodégradables ont été testées puis caractérisées afin de déterminer les propriétés initiales. La notion de fin de vie est également prise en compte pour ces essais. Le suivi de la dégradation et de la biodégradation des monofilaments a ensuite été étudié afin d'étudier l'impact des agents extérieurs (eau, microorganismes...) sur les propriétés et d'anticiper leur comportement en termes de durabilité.

La technique de la pêche à la nasse nécessite l'utilisation d'appât pour attirer le poisson et les résultats obtenus par l'Ifremer dans les phases précédentes ont révélé que l'espèce visée dans le projet, le griset, était sensible à certains appâts tels que la chair de coque ou encore le calamar. En complément des essais sur les biomatériaux, nous avons donc développé, dans un second temps, des appâts artificiels avec relargage contrôlé de substance attractive sélective. Les formulations testées et les premiers résultats observés en laboratoire et suite aux tests en conditions réelles seront également exposés.

La première partie de ce rapport consiste donc en une étude bibliographique mettant en avant les impacts de la pollution des déchets plastiques liés aux activités maritimes sur la faune marine, et présente les enjeux du projet via le développement des biomatériaux ainsi que quelques définitions. Un état de l'art, basé sur la littérature scientifique, est également réalisé pour faire le point sur les recherches liées au développement d'engins de pêche biodégradables en milieu marin. Le principe d'un appât et le comportement alimentaire du poisson sont ensuite exposés.

La deuxième partie concerne la présentation des matériaux utilisés pour effectuer les différentes campagnes d'essais ainsi que les techniques de caractérisations employées. Les conditions de vieillissement des monofilaments sont décrites ainsi que les paramètres des tests de biodégradation en milieu marin.

La troisième partie est consacrée aux principaux résultats obtenus dans le projet. Dans un premier temps, la stratégie adoptée pour développer un monofilament biodégradable est exposée. Puis, les résultats concernant l'étude du vieillissement naturel en eau de mer pendant 15 mois des différents monofilaments sont présentés : évolution des propriétés mécaniques, thermiques et physico-chimiques des monofilaments au cours du temps ainsi que les observations microscopiques de la surface. Le suivi de la biodégradation en milieu marin est également étudié. Dans un second temps, les résultats concernant la mise en œuvre et le développement des appâts artificiels sélectifs sont présentés : mise au point d'une formulation correspondant aux attentes des professionnels de la pêche, test d'impression 3D pour fabriquer des appâts à façon, test préliminaire de relargage contrôlé, observations de vidéos sous-marine...

Enfin, la conclusion générale et les perspectives de ces travaux sont exposées.

7.2 Synthèse bibliographique

La population mondiale ne cesse d'augmenter et semble se diriger vers le seuil des 9 milliards d'ici 2050. En parallèle, l'amélioration de la qualité de la vie quotidienne constitue depuis toujours une des préoccupations majeures de l'homme. Afin de réussir à concilier les deux, une nécessité serait de repenser les modes de production et de consommation. Les polymères biosourcés et biodégradables constituent une bonne alternative en vue de remplacer les plastiques conventionnels par des matériaux capables de se dégrader après utilisation. Évidemment, il n'est pas question de remplacer tous les produits d'origine pétrochimique et non biodégradables, mais leur utilisation pourrait contribuer à prolonger l'existence des ressources fossiles pour les générations à venir, en accord avec le développement durable, tout en proposant une nouvelle solution en fin de vie.

7.2.1 La pollution des océans par le plastique

7.2.1.1 Les déchets marins

Les océans sont animés par des courants marins qui régulent le déséquilibre thermique entre les tropiques et les pôles et la combinaison de ces courants produit des phénomènes appelés gyres océaniques (Figure 32). Emportés par les courants, les déchets marins vont s'accumuler dans ces zones de convergence bien spécifiques.

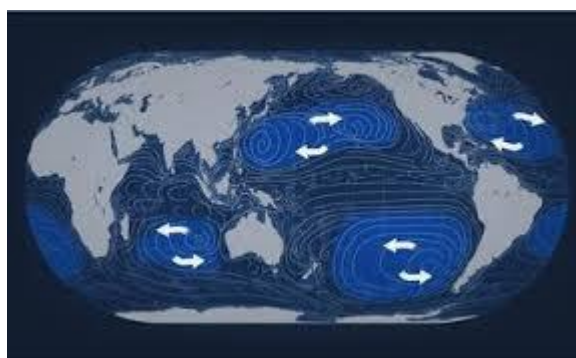


Figure 32 : Représentation des principaux gyres océaniques

La présence des premières particules de plastique sont mises en évidence dès le début des années 1970. En 1971, des fibres synthétiques sont pour la première fois identifiées dans des prélèvements d'eau réalisés à proximité des côtes anglaises [1]. En 1972, ce sont des granulés de production industrielle qui sont identifiés en mer des Sargasses [2]. En 1980, une première concentration importante de macro déchets est constatée par la NOAA, une étude de l'autorité fédérale américaine sur l'état des océans et de l'atmosphère, dans le gyre nord pacifique, près des côtes japonaises. Mais il faut attendre 1997 pour que Charles Moore lance l'alarme sur ce qu'il présente comme un nouveau continent rempli de déchets, principalement en plastiques [3]. On y retrouve plusieurs catégories de déchets. Tout d'abord, il y a les déchets provenant des activités maritimes comme par exemple des conteneurs ou des filets de pêche perdus ou abandonnés en mer. Cependant, la grande majorité des déchets provient des activités terrestres avec les déchets liés au tourisme, aux rejets des eaux usées ou encore ceux liés aux décharges à ciel ouvert qui sont de véritables catastrophes environnementales.

L'accumulation de ces déchets a des conséquences néfastes pour la faune marine et provoque des dérèglements du fonctionnement des écosystèmes. Les déchets les plus gros (ou macro-déchets) entraînent la mort de nombreuses espèces par strangulation, étouffement, mal nutrition... [4]. Des

impacts sur la pêche et la navigation sont également non négligeables (blocages d'hélices et pannes, tri des déchets dans les filets...).

7.2.1.1.1 Fragmentation des macro-plastiques

Puis, sous l'action du ressac et des rayons du soleil (UV), ces macro-déchets se fragmentent progressivement pour devenir des micro-plastiques [5]. Chimiquement inertes, ces micro-plastiques sont considérés comme non toxiques. Cependant, ils sont susceptibles, en se dégradant, de libérer des substances chimiques toxiques (issus de ses additifs, adjuvants...). De par leur caractère hydrophobe, les plastiques flottants servent aussi de véhicules à toutes sortes d'organismes envahissants [6] et à de nombreux polluants organiques persistants (POP) tels que les bisphénol A, les phtalates, les PCB (polychlorobiphényles) et les DDT (dichloro-diphényltrichloroéthane) [7–9]. Ces micro-plastiques contaminés sont ensuite ingérés par de nombreuses espèces marines et infiltrent peu à peu tous les niveaux de la chaîne alimentaire marine [5,10,11].

7.2.1.2 Impact sur l'écosystème marin

Tous ces déchets plastiques ont des conséquences non négligeables sur la biodiversité marine, quel que soit leur taille ou leur provenance et les observations sont alarmantes : les macro-plastiques toucheraient plus de 100 000 mammifères marins chaque année, et selon des estimations, plus de 80% des espèces marines auraient ingérés des micro-plastiques... Dans certaines régions du globe, on trouverait plus de particules de micro-plastiques que de zooplancton.

7.2.1.2.1 Phénomène de pêche fantôme

Un comportement particulier a été observé pour certains déchets liés aux activités maritimes tels que les filets de pêche perdus dans le milieu marin. Ces engins se caractérisent par une flottabilité neutre et peuvent facilement migrer dans la colonne d'eau. De grands filets de pêche à la dérive ont par exemple été observés et provoquent un phénomène appelé « pêche fantôme » (Convention OSPAR, 2009) car les organismes marins se retrouvent piégés dans ces filets perdus ou abandonnés (Figure 33). Ils se chargent alors et coulent sur le fond marin. Les organismes se décomposent et le filet est alors susceptible de remonter dans la colonne d'eau, de dériver à nouveau et de piéger d'autres organismes marins. Du fait de leur grande capacité à dériver et migrer dans la colonne d'eau, les filets sont un exemple type de macro-plastiques ayant également un impact économique probable, mais mal connu [12].



Figure 33 : Exemple d'engins de pêche perdus en mer

Dans la grande majorité des cas, les pertes de ces engins de pêche sont accidentelles et peuvent être dues à un accrochage sur le fond, une dérive des engins avec le courant, une méconnaissance des fonds, des conflits d'usage (pêcheur/pêcheur, plongeur/pêcheur, plaisancier/pêcheur), le mauvais temps, mais aussi parfois à de la malveillance et des rejets volontaires.

7.2.1.2.2 Des chaînes alimentaires contaminées à tous les niveaux trophiques

La présence de particules de plastique à l'intérieur d'organismes vivants est plutôt bien documentée dans la littérature. L'ingestion de microparticules de plastique est le principal mode de contamination. Du fait de leur petite taille et de leur omniprésence dans l'environnement, les micro-plastiques ont une très grande probabilité d'être ingérés par des organismes marins [13]. La taille des micro-plastiques, similaire à celle des sédiments et du plancton, les rend biodisponibles pour un grand nombre d'organismes. Des cas d'ingestion de plastiques sont observés pour plus de 250 espèces [14]. Ces plastiques, une fois ingérés, risquent de se bioaccumuler et, au cours de la chaîne alimentaire, d'être bioamplifiés (augmentation le long de la chaîne trophique de la concentration d'un polluant au sein d'organismes) [13,15] avec des effets néfastes sur le long terme [16].

Le plancton est à la base de la chaîne alimentaire du milieu marin. Or, différents travaux ont mis en évidence que cette base est contaminée par des micro-plastiques. De nombreuses espèces appartenant au zooplancton sont capables d'ingérer ces micro-plastiques [17]. Dans le cas des bivalves, une étude comparative sur la présence de microparticules de plastique chez les huîtres et les moules d'élevage a également révélé la présence de contaminations chez ces deux organismes [18] : une consommation de 250 g de moules entraînerait l'ingestion de 90 micro-plastiques et pour 600 g d'huîtres consommés, environ 50 particules de plastiques.

Différentes études ont montré que les microplastiques avaient le plus souvent des effets sub-létaux comme une diminution des capacités de nutrition des organismes marins [13,19].

Les micro-plastiques possèdent un ratio surface sur volume élevé. Cette propriété facilite l'adsorption de polluants présents dans l'eau tels que les métaux [20–22], les perturbateurs endocriniens [23] ou encore les polluants organiques persistants [7,24,25]. Ils peuvent être considérés comme des vecteurs de

transfert d'autres pollutions [26] telles que le transport d'organismes invasifs ou pathogènes [27,28], les plastiques permettant ainsi la contamination d'écosystèmes encore vierges de toute pollution [29,30]. Plusieurs études montrent qu'ils sont répandus à travers le monde, du lac Léman [31] aux grands lacs américains [32], de l'Arctique [33] à l'Antarctique [34]...

7.2.2 Les engins de pêche biodégradables

7.2.2.1 Les biopolymères : définitions

Un matériau plastique est un mélange généralement constitué d'une matrice polymère qui est responsable des principales propriétés du matériau (mécanique, thermique, barrière...) dans lequel peuvent être ajoutés différents additifs ou adjuvants pour ajuster les propriétés (des pigments pour apporter de la couleur, des stabilisants pour améliorer la tenue au vieillissement, des plastifiants pour jouer sur la ductilité, des charges pour abaisser le coût, des renforts pour moduler les propriétés mécaniques,...). Un plastique est donc souvent composé d'un « cocktail » d'additifs et d'adjuvants variés dont la nature et la proportion sont rarement connues.

Depuis quelques années, les termes « bioplastique, biopolymère, biosourcé, biodégradable... » sont de plus en plus utilisés dans notre société mais il convient de ne pas les confondre. Les biopolymères, couramment appelé bioplastiques, se réfèrent à deux réalités bien différentes : l'origine du matériau (issu de ressources renouvelables ou biosourcé) et la fin de vie (biodégradable). Les biopolymères regroupent donc 3 familles de polymères bien distinctes (Figure 34) parmi lesquels on y retrouve :

- les polymères biosourcés et non biodégradables (tels que PA 11, BioPE...)
- les polymères pétrosourcés et biodégradables (tels que PBAT, PBS...)
- les polymères biosourcés et biodégradables (tels que PHA, PLA, BioPBS...)

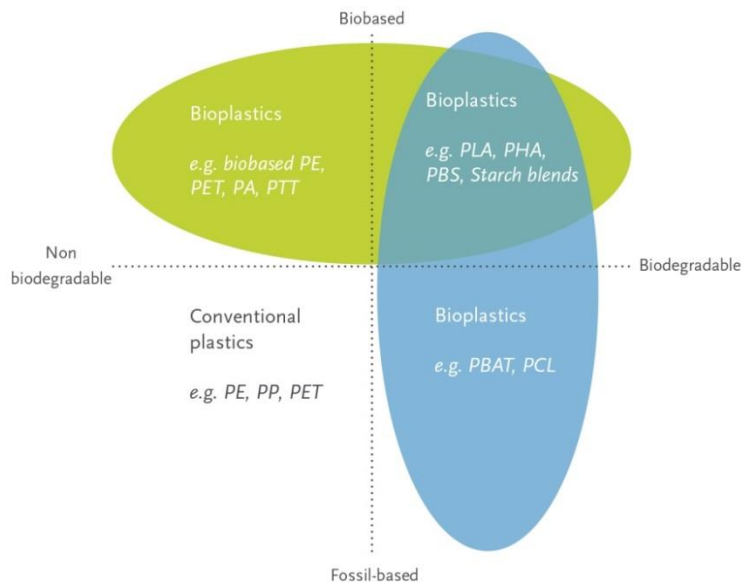


Figure 34 : les différentes familles de biopolymères

Le terme biosourcé est utilisé lorsque les matières premières sont majoritairement issues de ressources renouvelables, autrement dit, qui peuvent être régénérés sur une période significative à l'échelle humaine.

Le terme biodégradable est, quant à lui, associé à la gestion de fin de vie. La biodégradation d'un polymère dépend principalement de sa structure chimique et des caractéristiques du milieu dans lequel il est placé. La notion de biodégradation doit toujours être associée à un milieu précis (compost industriel ou domestique, sol, eau douce, eau de mer...). En effet, l'environnement biologique, dans lequel les polymères sont placés en vue de leur élimination est essentiel puisqu'il abrite les agents biologiques capables de procéder à une attaque biologique. Ces agents, bactéries et champignons notamment, sont capables de synthétiser des enzymes actives sur le polymère cible, afin d'initier le processus de fragmentation puis de minéraliser les monomères et les oligomères. Par exemple, la biodégradation du PLA ne pourra se faire sans une augmentation de la température, il est donc considéré comme biodégradable mais seulement en conditions bien particulières de compostage industriel (une température de 58°C et 80% d'humidité relative).

Plus globalement, la biodégradation d'un matériau résulte d'un ensemble de phénomènes physiques, chimiques et biologiques successifs ou concomitants aboutissant dans tous les cas à une réorganisation de la biomasse et à un dégagement de dioxyde de carbone (et/ou de méthane), d'eau, d'énergie (sous forme de chaleur), d'une éventuelle production de nouvelles molécules organiques et de possibles résidus minéraux, dépourvue d'effets toxiques pour l'environnement.

7.2.2.1.1 Disponibilité sur le marché

Actuellement, les bioplastiques représentent environ 1% des quelques 360 millions de tonnes de plastique produites chaque année. En 2019, les capacités de production mondiales de bioplastiques s'élevaient à 2,1 millions de tonnes dont la répartition de la production est représentée sur la Figure 35:

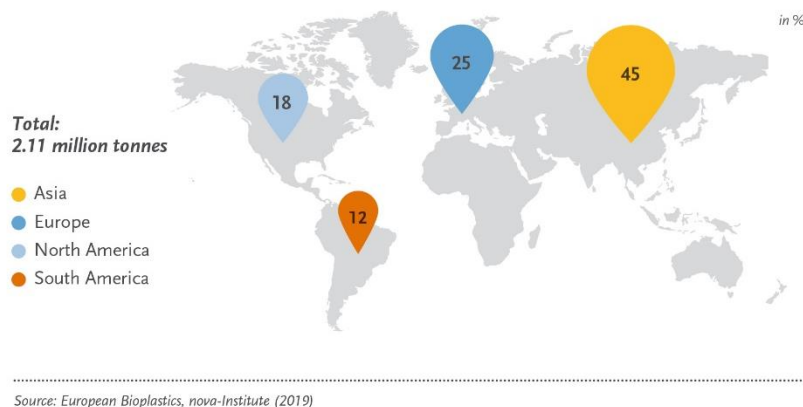


Figure 35 : Capacité de production des bioplastiques dans le monde en 2019 (source : European Bioplastics)

Le développement de la classe des polymères biodégradables représente 55% de la production totale. Les polymères biosourcés sont certes une avancée technologique car ils réduisent leur dépendance par rapport aux ressources pétrochimiques, mais ne proposent pas de nouvelles solutions en fin de vie.

En vue d'une utilisation optimale des polymères biodégradables, ceux-ci doivent présenter des propriétés égales, voire supérieures, aux plastiques traditionnels tout en étant compétitifs. Même si la part du marché reste très faible, les polymères biodégradables ont un champ d'applications assez vaste. On les retrouve principalement dans trois grands secteurs d'activités pour des produits à forte valeur ajoutée :

- Le médical : fils de suture, fixation biorésorbable, systèmes à libération contrôlée de substances actives...
- L'agriculture : système de libération de pesticides ou d'engrais, film de paillage...

- L'emballage : alimentaire : barquette, plats et couverts jetables

Cependant, le prix de ces matériaux reste un des gros freins à leur développement. Dans un secteur comme l'automobile, les coûts de revient de la matière première sont toujours revus à la baisse et aucun investissement ne sera réalisé tant que les prix ne seront pas plus attractifs. Cependant, dans certains secteurs comme celui de la pêche, des réglementations de plus en plus restrictives peuvent aussi faciliter leur développement.

7.2.2.2 Le monde de la pêche aujourd'hui

Deux mondes s'opposent. D'un côté, les gros armateurs, avec des chiffres d'affaire estimés à plusieurs milliards d'euros, souhaitent travailler avec du matériel toujours plus complexe. Un certain nombre de contraintes est rencontré sur un bateau avec des problématiques liées à la durabilité des engins de pêche. En effet, ils tentent d'augmenter la durée d'utilisation de leur filet, tout en limitant les avaries par déchirures... Au vu de ces problématiques, l'utilisation de biopolymères n'est pas encore envisagée, ni envisageable. Cependant, pour d'autres applications telles que des flotteurs ou des dispositifs de concentrateurs de poissons, cela peut être envisagé.

À l'échelle plus locale, des petits armements, conscients des problèmes environnementaux actuels, semblent s'intéresser de plus en plus à l'intégration de plastiques biodégradables sur leurs engins. Une des questions récurrentes est le temps nécessaire pour biodégrader un produit et bien souvent, ils ont des appréhensions sur ces matériaux : solubilité des polymères biodégradables dans l'eau de mer, performance mécanique trop faibles... L'un des enjeux ici est la communication autour de ces nouveaux matériaux, encore méconnus dans ce secteur.

7.2.2.2.1 Analyse de l'existant

Il existe déjà des produits disponibles sur le marché tels que des monofilaments et multifilaments. On peut citer dans le domaine textile des filaments à base de PLA tel que le monofilament Biolène Ingeo™ (Monotex) ou PLA Monofil (PerlonNext), le cordage Organic réalisé à partir de multifilament en PLA (FSE Robline), ou encore la ficelle ELITE® Bio Twine (LankHorst Yarns).

D'autres monofilaments à base de PBS ont déjà été mis sur le marché tel que le monofilament FieldMate (Toray) qui est disponible uniquement au Japon ou encore le monofilament Bioline (Eagle Claw) qui n'est plus produit à l'heure actuelle.

Concernant le développement d'engins de pêche à partir de plastiques biodégradables, l'entreprise FILETS, basée dans l'Oise, propose des filets à base d'amidon de maïs. Il existe également un certain nombre de projets de recherche parmi lesquels on y retrouve :

- Le projet BioFima [2015] : développement de monofilament résistant et biodégradable
- Le projet BIOFILET [2019] : conception et tests de filets mytilicoles biosourcés
- Le projet INDIGO [2019] : développement d'engins de pêche à durée de vie contrôlée pour l'environnement marin

7.2.2.3 État de l'art

7.2.2.3.1 Vieillessement des biopolymères en milieu marin

Dans la littérature, certains auteurs ont étudié le vieillissement de biopolymères en milieu marin. Même si les temps d'exposition sont relativement courts, certains paramètres semblent influencer les cinétiques et les mécanismes de dégradation tels que le polymère étudié, la géométrie de l'échantillon, le milieu d'incubation, la population de micro-organismes, la température...

En effet, la cinétique de dégradation des biopolymères est généralement très dépendante du milieu d'incubation. Kasuya *et al.* ont étudié la vitesse de dégradation de plusieurs polymères immergés dans différents milieux (lac, rivière, eau de mer) pendant 28 jours à 25°C [35]. Les résultats présentés sur la Figure 36 montrent que dans tous les cas, les PHA subissent une perte de masse importante.

Sample	Freshwater (river)		Freshwater (lake)		Seawater (bay)		Seawater (ocean)	
	WL biodeg. ^a (%)	BOD biodeg. ^b (%)	WL biodeg. ^a (%)	BOD biodeg. ^b (%)	WL biodeg. ^a (%)	BOD biodeg. ^b (%)	WL biodeg. ^a (%)	BOD biodeg. ^b (%)
1. P(3HB)	100 ± 0	75 ± 16	93 ± 7	52 ± 7	41 ± 16	27 ± 10	23 ± 13	14 ± 10
2. P(3HB-co-14%3HV)	100 ± 0	76 ± 2	100 ± 0	71 ± 1	100 ± 0	84 ± 2	100 ± 0	78 ± 5
3. P(3HB-co-10%4HB)	100 ± 0	90 ± 1	74 ± 26	55 ± 17	70 ± 30	51 ± 27	59 ± 15	43 ± 14
4. Poly(ε-caprolactone)	100 ± 0	75 ± 8	100 ± 0	77 ± 1	100 ± 0	79 ± 2	67 ± 21	56 ± 9
5. Poly(ethylene succinate)	100 ± 0	83 ± 2	100 ± 0	77 ± 2	2 ± 1	1 ± 1	5 ± 2	3 ± 2
6. Poly(ethylene adipate)	100 ± 0	70 ± 3	95 ± 5	68 ± 8	100 ± 0	65 ± 13	57 ± 14	46 ± 13
7. Poly(butylene succinate)	2 ± 1	3 ± 1	22 ± 14	12 ± 8	2 ± 2	1 ± 1	2 ± 3	2 ± 0
8. Poly(butylene adipate)	24 ± 7	20 ± 4	80 ± 13	50 ± 10	34 ± 2	20 ± 2	11 ± 10	10 ± 5

^aWeight-loss biodegradability.

^bBOD biodegradability.

Figure 36 : influence du milieu d'immersion sur la cinétique de dégradation de polyesters

À l'inverse, le film de PBS semble se dégrader plus rapidement dans l'eau douce du lac que dans les autres milieux (Figure 36). Kim *et al.* ont étudié la cinétique de biodégradation du PBS enfoui dans un sol naturel et après 120 jours, une perte de masse de 7% est observée [36].

D'autres chercheurs ont étudié la dégradation des PHA dans des zones tropicales (mangroves) en Malaisie ou encore à Porto Rico. Sridewi *et al.* [37] ont étudié différents PHA enterrés dans le sable ou placés à la surface dans trois zones spécifiques de la mangrove et ont montré que la composition (le taux de HV - hydroxyvalérate) n'affecte pas la vitesse de dégradation mais que le milieu d'incubation semble avoir une influence. En effet, la dégradation est plus rapide pour les échantillons enterrés dans le sable et les auteurs mettent en avant le fait que la porosité initiale de l'échantillon peut influencer la cinétique de dégradation. Imam *et al.* [38] ont étudié un PHA immergé dans 4 zones différentes pendant 1 an et ont montré que la population bactérienne du milieu peut également avoir une influence sur la cinétique de dégradation. Dans la zone située le plus au large, les microorganismes sont moins présents ou plus clairsemés et la dégradation est beaucoup plus lente.

Volova *et al.* [39] ont étudié l'influence de la géométrie de l'échantillon de PHA sur sa dégradation en milieu marin et c'est le film, qui offre une surface de contact plus grande, qui s'est dégradé le plus rapidement, avec 54% de perte de masse après 160 jours d'immersion contre 13% pour les granulés.

Tsuji *et al.* [40,41] ont comparé la dégradation de PHA et PLA dans deux types d'eau de mer et dans tous les cas, les PHA se dégradent avec plus de 60% de perte de masse en eau de mer naturelle après 5 semaines. La perte de masse du PLA étudié sous deux formes morphologiques différentes, amorphe et cristalline, est insignifiante, même après 10 semaines. Le Duigou *et al.* [42] ont étudié le vieillissement accéléré du PLA en milieu marin et la température semble être le paramètre accélérant la dégradation hydrolytique. À température ambiante, le PLA est stable et ne semble pas se dégrader dans le milieu marin.

La dégradation marine de la PCL semble peu étudié dans la littérature scientifique mais les quelques résultats indiquent une cinétique de dégradation plutôt rapide dans l'environnement marin [35,43].

D'autres auteurs ont également étudié des mélanges de biopolymères afin de contrôler les cinétiques de dégradation et de biodégradation. Huang et al. [44] ont ajouté un polymère hydrosoluble tel que le PVA à la PCL pour permettre d'accélérer la dégradation dans le milieu marin. Sashiwa et al. [45] se sont, quant à eux, intéressés au PHA mélangé avec un PBAT, pour ralentir les cinétiques de biodégradation des PHA en eau de mer (Figure 37

).

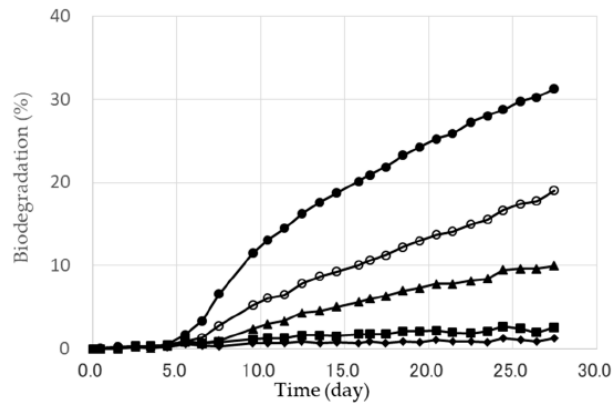


Figure 37 : cinétique de biodégradation en milieu marin en fonction des différents mélanges étudiés : PHA (●), PHA/PBAT 80/20 (○), PHA/PBAT 60/40 (▲), PHA/PBAT 40/60 (■), PBAT (◆)

7.2.2.3.2 Efficacité de ces matériaux sur les captures

Le suivi de la dégradation des polymères biodégradables en milieu marin est primordial pour faciliter le choix des matériaux en fonction de l'application visée. Cependant, il convient également de prendre en compte l'intégration de ces nouveaux matériaux dans les engins de pêche et d'étudier leur efficacité sur les captures en conditions réelles.

Des chercheurs coréens ont comparé l'efficacité des captures de poulpes en fonction de solutions hybrides pour un système de casier et de goulotte (Kim et al., 2014a). Plusieurs configurations ont été comparées entre des casiers ou des goulottes commerciales fabriqués en PE ou PA avec des casiers ou des goulottes fabriquées à partir de matériaux biodégradables (Figure 38) :

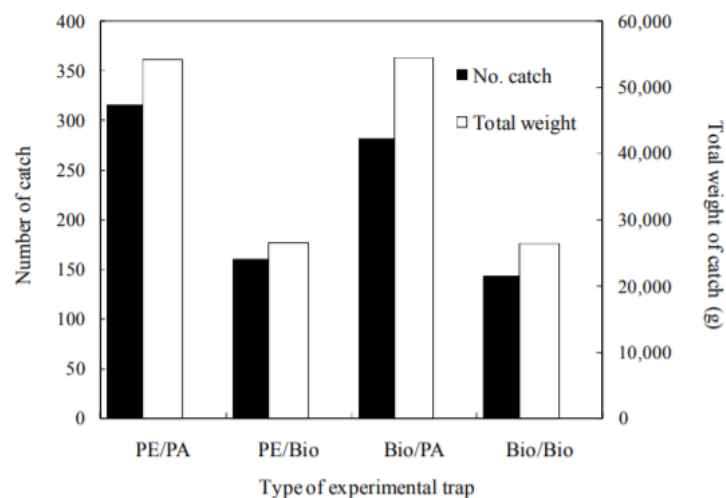


Figure 38 : Comparaison de l'efficacité des captures en fonction des configurations hybrides de casier/goulotte

L'utilisation d'une goulotte biodégradable semble influencer le nombre de prises avec une diminution de 50% des prises dans les deux cas, que ce soit avec un casier en PE ou un casier en matière biodégradable. A l'inverse, l'utilisation d'un casier bio avec une goulotte en PA ne semble pas modifier le nombre de capture, ce qui peut être une alternative pour réduire la pollution en cas de perte en mer. Kim *et al.* (Kim *et al.*, 2014b) ont également étudié deux configurations pour la pêche à la nasse destinée à la capture du congre, la première en tout biodégradable (PBS/PBAT) et l'autre en PE recyclé, et les performances de pêche du matériau biodégradable et des nasses commerciales sont sensiblement les mêmes. De la même manière, Bae *et al.* [48] ont analysé l'efficacité de la pêche au casier en PE et en PBS, et les performances de pêche des étaient les mêmes.

Bilkovic *et al.* (Bilkovic *et al.*, 2012b) ont proposé une autre approche en réalisant un panneau entièrement biodégradable avec un anneau d'échappement, conçu pour être placé sur l'un des côtés d'un casier. L'étude s'est focalisé sur la pêche au crabe bleu et les observations ont montré que les panneaux biodégradables n'ont pas d'effets négatifs sur les captures.

En complément, Winger *et al.* [50] se sont intéressés à l'intégration de fibres végétales telles que le coton, le sisal ou le chanvre pour la fabrication de casiers à crabe moins impactant sur l'environnement. Malgré une dégradation plutôt rapide dans l'environnement marin, ces fibres peuvent être considérées comme une solution réaliste pour diminuer les effets de la pêche fantôme.

7.2.3 Principe de capture avec des appâts

Dans le cadre du projet BAITFISH, l'un des objectifs est de concevoir une nouvelle nasse destinée à la capture des poissons. Les nasses à poissons sont classés dans la catégorie « pêche aux engins » et le principe de capture est relativement simple : attirer, grâce à un appât positionné à l'intérieur, le poisson qui pénètre dans la nasse par le goulot plus ou moins étroit. Une fois à l'intérieur, il lui est plus difficile de s'en échapper.

7.2.3.1 Comportement alimentaire du poisson

Tous les animaux et les cellules qui les composent possèdent un sens chimique qui détecte des molécules, nocives ou utiles, même très diluées, afin d'y réagir. Ils possèdent des organes sensoriels spécialisés dans la réception des stimuli chimiques, ou chémorécepteurs, qui envoient des informations codées vers les centres nerveux. De fait, chez les poissons, ces sens chimiques se complètent et ont des domaines d'action spécifiques.

7.2.3.1.1 La chimio-réception : système olfactif et gustatif

Les systèmes olfactif et gustatif reçoivent tous deux leurs intrants par le biais de cellules de chimiorécepteurs. L'organe terminal olfactif se trouve dans les poissons, comparable à celui des humains, à savoir les épithéliums sensoriels situés dans les narines. Chaque espèce possède deux paires de narines, une entrée antérieure et une sortie supérieure, et le passage de l'eau se fait dans ces canaux. Les produits chimiques en suspension dans l'eau sont détectés par les cellules réceptrices et l'information est ensuite transmise au cerveau puis traitée.

Les organes terminaux gustatifs sont moins bien localisés anatomiquement. Les papilles gustatives peuvent être trouvées dans diverses structures, telles que les branchies, les barbillons, les nageoires, la cavité buccale et le pharynx, selon l'espèce. Contrairement au système olfactif, les informations gustatives sont transmises au cerveau via plusieurs nerfs crâniens distincts.

Le système olfactif initie le comportement de recherche de nourriture avec une grande variété d'odeur alors que le système gustatif est plus sélectif et fournit l'évaluation sensorielle finale.

7.2.3.1.2 La localisation des sources d'odeurs

Les poissons disposent d'un mécanisme fonctionnel leur permettant de localiser les sources d'odeur. Si le poisson entre dans une source d'odeur d'appât, le poisson dépend de signaux supplémentaires, et utilise plusieurs modalités sensorielles.

Le courant est le principal agent de dispersion des produits chimiques dans l'eau. La rhéotaxie stimulée chimiquement (autrement dit, l'orientation du poisson selon le sens du courant) est considérée comme le mécanisme le plus probable utilisé par les poissons pour localiser les sources d'odeurs.

- Stimuli chimique

Par opposition au stimuli visuel et acoustique, les stimuli chimiques permettent au poisson de détecter et localiser de petits produits alimentaires stationnaires tel que des appâts. Ils possèdent plusieurs avantages tels que la dispersion sur de longues distances ou encore la couverture temporelle. En effet, un signal chimique dure longtemps, contrairement aux signaux visuels et acoustiques qui s'effacent immédiatement après leur transmission. Cependant, il ne donne pas d'indication directionnelle.

- Comportement visuel vis-à-vis de la recherche de nourriture

La luminosité semble être l'un des facteurs déterminants de la visibilité dans l'eau. La détection visuelle d'une proie nécessite également une différence de contraste entre la proie et l'arrière-plan. D'autres paramètres semblent influencer le comportement du poisson tels que :

- Capacité visuelle du poisson
- Caractéristiques physiques et optiques de l'environnement (composition en longueur d'onde, intensité lumineuse, turbidité...)
- Caractéristiques des proies (tailles, mouvement, contraste et couleur)

7.2.3.2 Caractéristiques des appâts

Le principe de capture avec appâts est donc basé sur une source d'odeur qui, en libérant des substances attractives pendant une période donnée, attire une espèce ciblée qui se déplace vers le lieu de diffusion. En fonction de l'engin de pêche utilisé, l'appât peut se trouver sous différentes formes (pâte, bouillie, morceaux de poissons, vers...). Plusieurs facteurs influencent l'efficacité de la capture parmi lesquels on y retrouve

- Le goût, la texture et la taille de l'appât : les plus importants
- La résistance physique de l'appât : moins important pour la pêche à la nasse
- La lumière artificielle : dépend de l'espèce visée

La taille de l'appât peut influencer la sélectivité, par exemple, pour ne pêcher que les plus gros poissons, mais cela entraînera une augmentation des coûts liés à l'utilisation d'appâts plus gros.

La forme de l'appât est également importante, car le poisson se crée une « image de recherche ». Cependant, concernant la pêche à la nasse, la notion d'odeur de l'appât via la libération de substances attractives dans l'eau semble être l'un des paramètres les plus importants. En effet, l'objectif de l'appât positionné dans la nasse est d'attirer le poisson à l'intérieur. D'autres paramètres tels que la texture et la résistance physique semblent secondaires pour la pêche à la nasse.

7.2.3.3 Développement d'appât alternatifs

Dans une démarche globale de pratique de pêche responsable, l'amélioration de la sélectivité des engins de pêche est l'un des enjeux de demain. Le développement d'appâts alternatifs, tels que des appâts artificiels à façon en fonction de l'espèce visé, pourrait être une alternative pour améliorer la sélectivité de la pêche à la nasse.

Des appâts artificiels libérant une substance attractive telle qu'une odeur qui attire les poissons existent dans le commerce et se présentent sous forme de baie, de pâte d'eschage, de maïs artificiel aromatisé ou encore d'asticot artificiel... Cependant, ces dispositifs sont surtout utilisés au niveau des hameçons pour les leurres des cannes à pêches.

La 1^{ère} phase du projet BAITFISH avait pour objectif d'identifier une espèce d'intérêt commercial qui présente des dispositions pour être pêchée à la nasse, ainsi que des zones favorables à cette technique de pêche. En présence des professionnels de la pêche et en lien avec la localisation de la concession Ifremer, le choix s'est porté sur la dorade grise. Différents appâts ont donc été testés en mer et les observations sous-marines ont permis d'étudier et de mieux comprendre le comportement alimentaire de cette espèce. Parmi la sélection des appâts naturels testés, les résultats ont sélectionné la chair de coque comme appât préférentiel de la dorade grise (ou griset).

L'un des inconvénients est la couverture temporelle de l'appât qui devient nulle dès lors qu'il est consommé. En effet, une fois mangé par la cible, l'appât ne remplit plus son rôle d'attractant. Le pêcheur doit donc prévoir de placer un nouvel appât régulièrement voire quotidiennement pour que la pêche à la nasse, par exemple, soit efficace (impliquant du temps et des coûts non négligeables liés aux appâts et à l'utilisation du bateau...).

Dans le cadre de cette étude, la substance attractive a donc été sélectionnée pour être mélangée à une matière plastique biodégradable. Le relargage contrôlé, rendu possible par le choix du matériau utilisé basé sur le principe des matériaux hydrosolubles, permettrait de répondre aux caractéristiques principales de l'appât : couverture spatiale et temporelle à un coût attractif.

L'appât artificiel peut également être obtenu à partir d'une imprimante 3D, ce qui permettrait la réalisation d'appât innovant avec des formes diversifiées et plus adaptées à l'application visée.

7.3 Matériaux et méthodes expérimentales

Cette partie est consacrée à la présentation des matériaux et des méthodes utilisés dans le cadre de ce projet. Dans un premier temps, les différents matériaux étudiés pour la fabrication des engins de pêche et pour la réalisation des appâts sont exposés. Les conditions de mise en œuvre ainsi que les techniques expérimentales sont présentées par la suite. Enfin, les conditions de vieillissement en immersion et les tests de biodégradation sont décrits.

7.3.1 Présentation des matériaux

7.3.1.1 Pour les engins de pêche

Les références des principaux polymères biodégradables utilisés pour la partie engin de pêche dans le cadre du projet BAITFISH sont répertoriées dans le tableau 3 ci-dessous :

Tableau 1 : Table 7 : Présentation des polymères biodégradables utilisés

Polymères	Producteurs	Marque	Grade
PBS	Ptt MCC Biochem (Thaïlande)	BioPBS™	FZ91 PM
PBSA	Ptt MCC Biochem (Thaïlande)	BioPBS™	FD92 PM
PBAT	BASF (Allemagne)	Ecoflex®	C 1200

Le poly(butylène succinate) (PBS) et le poly(butylene succinate adipate) (PBSA), partiellement biosourcés, sont reconnus pour être une alternative réaliste aux polymères de commodité tels que les polyoléfinés (PE, PP). Le poly(butylène adipate téréphtalate) (PBAT), copolyester d'origine pétrochimique, est connu pour sa grande flexibilité. Les principales propriétés sont rassemblées dans le tableau 4 ci-dessous :

Table 8 : Propriétés mécaniques des polymères selon les fiches techniques fournisseur

	MFI (g/10min)	Densité	T _m (°C)	E (MPa)	σ _b (MPa)	ε (%)
PBS	5	1,26	115	575	47	>300
PBSA	4	1,24	84	225	45	>700
PBAT	2,7 - 4,9	1,25 - 1,27	110-120	250	36/45	> 500

Avec

- MFI : Melt flow index ou indice de fluidité à chaud (g/10min)
- T_m : température de fusion (°C)
- E : module d'Young (MPa)
- σ_b : contrainte à la rupture (MPa)
- ε : déformation à la rupture (%)

7.3.1.2 Pour les appâts

Dans la majorité des cas, seule une partie du poisson finit dans l'assiette du consommateur et une part non négligeable de ces captures marines ne trouve pas de finalités en alimentation humaine. Le développement des biotechnologies bleues a permis de valoriser nombreuses de ces ressources alimentaires marines, comme par exemple avec la technique de l'hydrolyse enzymatique qui permet de valoriser certains résidus ou coproduits.

Les pratiques d'extraction d'huiles et de concentration protéique sont donc possibles, et également la valorisation plus complète de peptides actifs, de pigments, de glucides ou de lipides d'intérêt, d'éléments aromatiques ou d'éléments inorganiques... Leur utilisation dans différents domaines applicatifs tels que pour la réalisation d'appâts artificiels et sélectifs est donc idéal.

À partir de coproduits déjà disponibles sur le marché, il est donc possible de trouver une large gamme d'arômes tels que :

- Poudre et extraits naturels de poisson : anchois, cabillaud, hareng fumé, saumon, extrait de saumon, extrait de thon...
- Poudres et extraits naturels de fruits de mer : calamar, huître, moule...
- Poudres et extraits naturels de crustacés : crabe, extrait de crabe, crevette, extrait de crevette, carapace de crevette, homard, extrait de homard, krill, langoustine...
- Huiles naturelles de poissons : anchois, saumon, foie de morue

Suite à l'étude préliminaire réalisée par Ifremer pour étudier le comportement alimentaire de la dorade grise et ainsi identifier l'appât le plus sélectif, la chair de coque, l'arénicole et la strouille semblent être les plus efficaces avec une légère préférence pour la chair de coque. Cette dernière présente l'inconvénient d'être mangée rapidement, perdant ainsi son pouvoir attractif.

Table 9 : Exemple de caractéristiques d'appâts naturels et d'appât artificiels

	Couverture spatiale	Couverture temporelle	Coût
Coque	+	- -	+
Arénicole	+	- -	+
Strouille	++	+	-
Appât artificiel théorique	+++	+++	++

L'objectif est donc de réaliser un appât artificiel à partir de chair de coque, ce qui permettrait d'augmenter la couverture spatiale et temporelle de l'appât. Le tableau 3 ci-dessus présente les caractéristiques des appâts naturels utilisés pour pêcher le griset et met en avant l'avantage théorique d'utiliser un appât artificiel par rapport à ces appâts couramment utilisés

En partenariat avec Ifremer et ID mer, des charges odorantes obtenues à partir de chair de coque ont donc été réalisées. Ifremer nous a d'abord fournis une petite quantité pour faire un premier test concluant. IDMer s'est ensuite chargée de l'approvisionnement en chairs de coque en quantité suffisante pour la réalisation des essais. La matière première a été séchée dans une étuve sous vide puis broyée et tamisée à 300µm, de façon à faciliter son incorporation dans la matrice plastique hydrosoluble.

Un premier test a été réalisé pour la partie sur les appâts artificiels avec des produits sur étagère telle que de la poudre de l'entreprise *Seah*, basée en Normandie, et du PBSA dans le but de valider la preuve de concept (les premiers échantillons ont été donné au pêcheur au COPIL en avril 2019). Cependant, la matrice plastique utilisée n'est pas adaptée à l'application visée car la dégradation du polymère, et donc la diffusion de la substance attractive, était beaucoup trop lente. La formulation plastique a été également améliorée en intégrant des matrices à base de matériaux hydrosolubles. Les principaux matériaux testés sont répertoriés dans le tableau 4 ci-dessous :

Table 10 : Présentation des polymères hydrosolubles utilisés

Polymères	Producteurs	Marque	Grade	Dissolution
PVOH	Kuraray	Mowiflex™	C600	Cold, 25°C
PVOH	Kuraray	Mowiflex™	C17	Cold, 25°C
PVOH (obtenu à partir de protéine de caséine de lait à 60%)	Lactips	Lactips	CareTips 300 D	Cold

Les différents éléments sont ensuite mélangés à l'état fondu avec de faciliter la dispersion des charges dans la matrice plastique et la fabrication des différents échantillons sont présentés par la suite.

7.3.2 Procédés de mise en forme

Les procédés de mises en forme dépendent du produit à fabriqué mais aussi de la quantité de matière disponible. À l'échelle du laboratoire, différentes machines de transformation plastique peuvent être utilisées et sont exposés ci-après.

→ Pour la fabrication d'un monofilament pour un engin de pêche, la première étape concerne la formulation avec le mélange de polymères à l'état fondu puis la deuxième étape concerne la mise en forme du filament (la fabrication) via une extrudeuse monovis :

formulation : extrudeuse bi-vis



mise en forme filament : extrudeuse monovis

→ Pour la fabrication d'un appât artificiel en petite quantité (1 à 200 gr), la première étape concerne la formulation avec le mélange à l'état fondu du polymère et de la charge attractive à l'aide d'un mélangeur interne puis la deuxième étape concerne la mise en forme de plaque via une presse à plateaux chauffants :

formulation : mélangeur interne



mise en forme plaque : presse à plateaux

→ Concernant la fabrication d'un appât artificiel en plus grande quantité (0,5 à 20 kg), la première étape concerne la formulation avec le mélange à l'état fondu du polymère et de la charge attractive via une extrudeuse bi-vis. La deuxième étape concerne la mise en forme du filament via une extrudeuse monovis, puis la troisième étape concernant l'impression à façon de l'appât artificiel :

formulation :
extrudeuse bi-vis



mise en forme filament :
extrudeuse monovis



impression forme à façon:
imprimante 3D

Le procédé d'extrusion consiste à fabriquer en continu des produits finis ou des semi-produits, ou à transformer des matériaux, au sein d'un système vis/fourreau. On parle d'extrusion monovis lorsqu'il existe une vis unique, tournant au sein d'un fourreau cylindrique et d'extrusion bi-vis lorsque l'on a affaire à deux vis, généralement parallèles, tournant à l'intérieur d'un fourreau.

7.3.2.1 Extrudeuse bvis co-rotative

L'extrudeuse bi-vis est utilisée pour réaliser les différentes formulations étudiées, composées d'un mélange de plusieurs constituants de type plastique/plastique ou plastique/charge organique... Les principales caractéristiques de l'extrudeuse bi-vis sont présentés ci-dessous (Figure 39Figure 39) :

- Modèle : TSA FSCM 21
- L/D =40 - Ø=20 mm
- Température Max = 450°C
- Débit = 5-15 kg/H
- 8 Zones de chauffe
- 2 Doseurs pondéraux à vis poudre & pellets (Jan 2019)
- Bac de refroidissement sous eau 2m
- Convoyeur de refroidissement sous air de 3 m
- Unité de granulation



Figure 39 : extrudeuse bi-vis pour formulation matière

À l'issue de cette étape de mélange, aussi appelé « compoundage », les joncs obtenus sont broyés pour obtenir de nouveaux granulés, prêt à être retransformés par voie fondue par les procédés traditionnels de la plasturgie (extrudeuse monovis, presse à injecter, presse à plateaux...)

Remarque : cette étape de formulation par voie fondue est également possible en utilisant un mélangeur interne Brabender pour des petites quantités de matière (volume utile = 55 cm³, température max = 500°C, couple max = 200 Nm, enregistrement du couple...).

7.3.2.2 Ligne d'extrusion monovis

En fonction des éléments utilisés (exemple : système de refroidissement, système d'étirage...), l'extrudeuse monovis sert aussi bien à réaliser des monofilaments pour l'engin de pêche qu'un filament pour les imprimantes 3D. Les principales caractéristiques de l'extrudeuse monovis sont présentés ci-dessous (Figure 40) :

- Marque : SCAMEX
- L/D =20 - Ø=20 mm
- Température Max = 450°C
- Débit = 1-4 kg/H
- 3 zones de chauffe, bac de refroidissement sous eau de 1,20m
- Convoyeur de refroidissement sous air de 1,15 m
- Contrôleur de dimension Laser X-Y Zumbak
- Enrouleur sur bobine

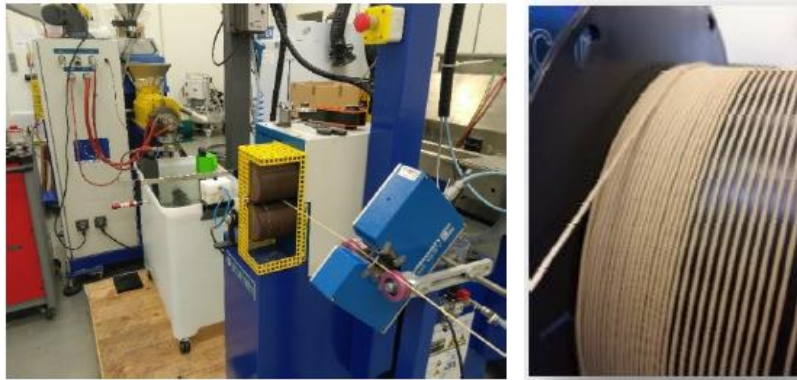


Figure 40: ligne d'extrusion filament SCAMEX

7.3.2.3 Presse à plateaux

À partir des granulés/compounds précédemment obtenus, il est possible de les transformer en utilisant une presse à plateaux chauffants pour obtenir des plaques, de taille et d'épaisseur variable (Figure 41). Les principales caractéristiques de la presse sont présentées ci-dessous :

- Modèle : Labtech LP-S-50 STD
- Pression maximale de fermeture : 50 MT
- Dimensions de la platine : 300 x 300 mm
- Ouverture maximale : 180 mm
- Puissance de chauffage : 2 x 6 kW
- Température maximale du plateau : 300°C



Figure 41: presse à plateaux chauffants (à gauche) et exemple de plaques obtenus (à droite)

7.3.2.4 Imprimante 3D

En fonction du diamètre obtenu, le filament peut être utilisé sur les imprimantes 3D, disponible à CompositIC (Figure 42). Les paramètres d'impression utilisés sont présentés ci-dessous :

- Température de buse : 220 °C
- Diamètre de buse : 0,8 mm
- Vitesse d'impression : 25 mm/s
- Température du plateau : 70 °C
- Température de l'enceinte : 43 °C

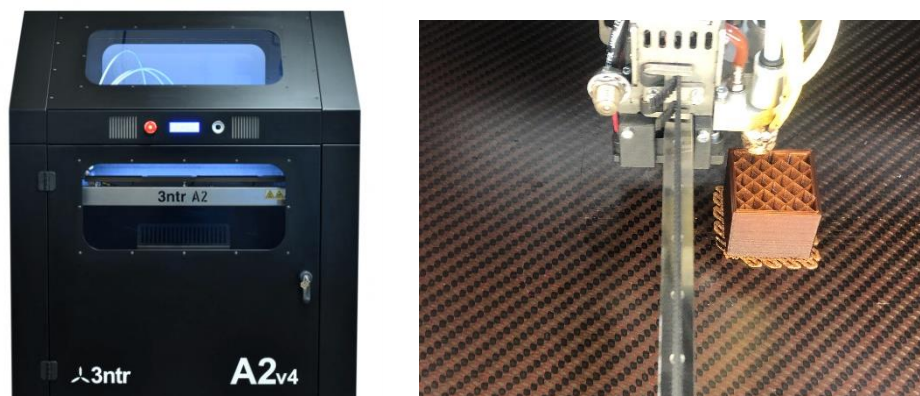


Figure 42 : imprimante 3ntr utilisée et test d'impression du filament sur un cube

L'un des avantages de cette méthode est d'offrir un large éventail de taille de pièce, de poids (en fonction du remplissage de la pièce) et de forme (exemple sur la Figure 43 avec une structure alvéolaire imprimée en 3D pour optimiser un éventuel relargage contrôlé des arômes dans l'eau). La mise en forme de l'appât est donc illimitée et peut être adaptable à l'espèce visée, en fonction de la formulation utilisée.



Figure 43 : Pièces imprimées en 3D à partir du filament réalisé à partir de poudre de chair de coque

Cependant, cette technique présente un inconvénient concernant le pourcentage de charge de poudre odorante contenue dans le filament qui reste limité, à cause du passage du filament dans la buse de l'imprimante.

7.3.3 Méthodes expérimentales

Les méthodes expérimentales utilisés dans le projet sont multiples incluant les techniques de caractérisation des échantillons, les tests de vieillissement en immersion en milieu marin et les tests de biodégradation en milieu marin.

7.3.3.1 Technique de caractérisation

7.3.3.1.1 Propriétés thermiques et physico-chimiques

- Calorimétrie différentielle à balayage (DSC)

La calorimétrie différentielle à balayage est une technique d'analyse thermique qui mesure les différences des échanges de chaleur entre un échantillon à analyser et une référence. Elle permet de déterminer les transitions de phase telles que la température de transition vitreuse (T_g) des matériaux amorphes, les températures de fusion (T_m), de cristallisation (T_c) et les enthalpies de réaction. Les échantillons ont une

masse moyenne d'environ 10 mg et sont placés dans des creusets en aluminium. La zone de prélèvement est un fragment représentant la globalité de l'échantillon. Les courbes obtenues sont traitées avec le logiciel *STARe software*.

- **Machine** : METTLER de type DSC 822e

- **Méthode utilisée** :

Premier chauffage : de 0 à 200 °C à 20°C/min, palier à 200°C pendant 3 minutes, Refroidissement : de 200 à 0°C à 20°C/min, palier à 0°C pendant 3 minutes, Deuxième chauffage : de 0 à 200°C à 20°C/min.

Cette technique permet également de déterminer la cristallinité des échantillons :

$$\chi = \Delta H_m / \Delta H_{100\%}$$

avec ΔH_m l'enthalpie de fusion (J/g) calculée à partir du pic de fusion et $\Delta H_{100\%}$ l'enthalpie de fusion pour un polymère totalement cristallin.

- Analyse thermogravimétrique (ATG)

L'analyse thermogravimétrique (ATG) est une technique d'analyse thermique complémentaire qui permet de suivre la température de dégradation du polymère. Le principe consiste en la mesure de la variation de masse d'un échantillon en fonction du temps.

- **Machine** : METTLER ATG-DSC 1

- **Méthode utilisée** : flux d'air et simple chauffe de 20 à 800°C à 10°C/min.

- Analyse de la masse molaire

Le suivi de la masse molaire est primordial pour définir le mécanisme de dégradation du matériau. En effet, la présence d'eau et/ou d'UV peut fragiliser le matériau par des mécanismes de coupures de chaînes (voir Figure 44), entraînant la dégradation du matériau. En fonction du temps d'immersion, la masse molaire peut donc évoluer.

Les échantillons sont préparés via une solubilisation du polymère dans le chloroforme pendant 48h puis les échantillons sont filtrés et analysés en chromatographie d'exclusion stérique (SEC) dans du dichlorométhane.

Machine utilisée : Analyse sous-traitée avec un laboratoire partenaire

AGENTS DE DÉGRADATION DES POLYMERES

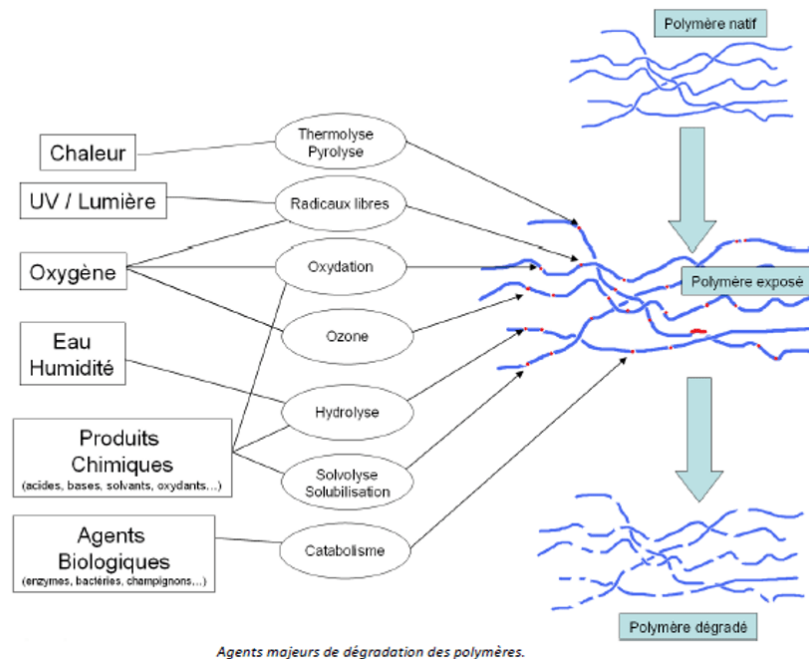


Figure 44 : Influence d'éléments extérieurs sur la dégradation des plastiques

- Microscope Électronique à Balayage (MEB)

Des observations microscopiques peuvent également réalisées à la surface de l'échantillon grâce à un microscope électronique à balayage (MEB). Ces observations sont nécessaires car elles permettent de regarder au plus près de l'échantillon, pour vérifier si une attaque par des microorganismes a eu lieu au cours du vieillissement marin via un mécanisme d'érosion de surface par exemple. Les échantillons sont préalablement métallisés par une couche mince d'or.

Machine utilisée : Jeol JSM IT500-HR/LA

7.3.3.1.2 Propriétés mécaniques

- Tests de traction

Les tests de traction sont réalisés sur une machine Instron 5566A, équipée d'un capteur 1kN. Les monofilaments sont testés selon le même protocole que celui indiqué dans la norme NF EN ISO 2062, sous atmosphère contrôlée (23°C, RH50%). Les principaux paramètres de l'essai sont les suivants :

- Mors spécifiques pour monofilament 1kN
- Longueur initiale entre les mors : 250 mm
- Vitesse de traction : 250 mm/min
- Diamètre : moyenne de 5 mesures pour chaque essai
- Résultats moyennant 5 essais au minimum

Les principales caractéristiques mécaniques calculées via ces tests de traction sont le module élastique ou module d'Young, la contrainte à la rupture, la déformation à la rupture ou encore la force à la rupture. Les tests de traction réalisés avant et après chaque prélèvement permettront de mettre en avant une

évolution des propriétés mécaniques au cours du temps : si le matériau devient plus rigide au cours du temps (ex : hydrolyse), ou au contraire, s'il se déforme plus (ex : plastification).

7.3.3.2 Vieillessement en immersion en milieu marin

Il est important de rappeler que le monofilament sera en contact direct avec les embruns, le sable, l'eau de mer... autant de facteurs agressifs qui influencent la vitesse de dégradation des polymères. C'est pourquoi, le vieillissement en milieu marin a été étudié. ComposiTIC dispose d'une plateforme en mer pour réaliser des tests de vieillissement en eau de mer naturelle et ainsi étudier la dégradation du plastique biodégradable. Des échantillons ont donc été immergés dans le port de Kernevel situé dans la rade de Lorient dans des lanternes japonaises (Figure 45) et l'ensemble est placé à la verticale sous les pontons du port de plaisance depuis juillet 2019.

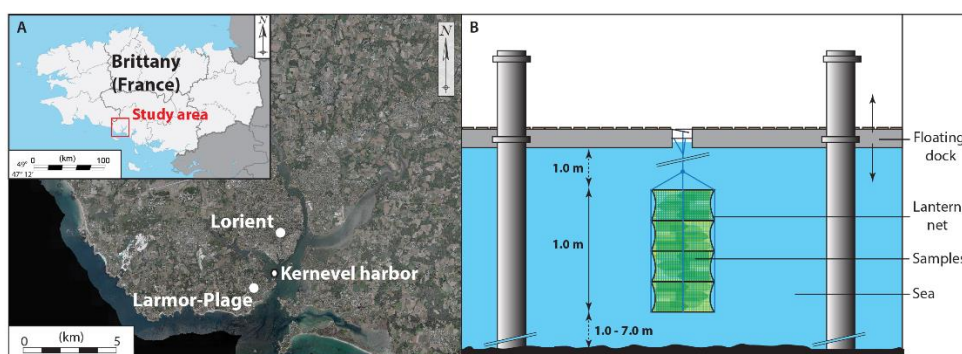


Figure 45 : localisation des filets pour l'étude de vieillissement naturel en milieu marin [54]

Différents prélèvements ont été réalisés jusqu'à 15 mois d'immersion en milieu marin. Après chaque prélèvement, le suivi de la dégradation des monofilaments se fera par la caractérisation des propriétés mécaniques, thermiques et physico-chimiques précédemment présentés. Des analyses MEB de la surface viendront compléter ces tests.

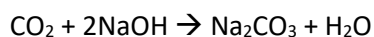
Remarque : Un panneau monté par l'Ifremer, où est intégré par endroit le monofilament a également été immergé dans le port dans le but d'étudier le comportement du monofilament en conditions réelles. L'évolution du panneau au cours du temps est réalisée par un suivi photo.

7.3.3.3 Tests de Biodégradation

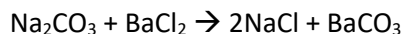
Les tests de biodégradation ont été réalisés à 25°C dans un milieu solide/liquide via des tests respirométriques. Le milieu d'incubation contient du sable d'estran prélevé à proximité des parcs à huîtres de la Ria d'Étel ainsi que de l'eau de mer prélevée dans les rochers d'une plage à Ploemeur (Morbihan).

7.3.3.3.1 Principe

Les tests respirométriques étant réalisés en milieu aérobie, les microorganismes présents dans le milieu d'incubation consomment l'oxygène pour biodégrader la matière organique mise à leur disposition. Le principe de la mesure se base sur un titrage du CO₂ dégagé, résultat de la respiration des microorganismes utilisant le composé carboné comme nutriment. Le CO₂ dégagé est alors capté par une solution de concentration connue de NaOH. Il se forme alors du carbonate de sodium et de l'eau selon la réaction suivante :



Le carbonate de sodium est ensuite précipité par une solution en excès de chlorure de baryum (BaCl₂) préalablement ajouté à la solution avant le titrage :



La soude non utilisée est ensuite titrée par l'acide chlorhydrique, selon le principe du dosage en retour.



La quantité de CO₂ dégagé par le matériau en essai peut être déduite à partir de la quantité de CO₂ total dégagé par l'échantillon à laquelle on soustrait la quantité du CO₂ dégagé par les témoins. Le taux de biodégradation résulte donc de la comparaison entre la quantité dégagée par le matériau et la quantité théorique que pourrait dégager le matériau s'il était totalement biodégradé : $\% \text{ CO}_2 = \frac{m\text{CO}_2(\text{matériau}) - m\text{CO}_2(\text{témoin})}{m\text{CO}_2(\text{théorique})} \times 100$

La quantité « théorique » de CO₂ susceptible d'être dégagée est déterminée par analyse élémentaire du carbone total (pyrolyse suivie de chromatographie gazeuse). À cette valeur, on soustrait la quantité de carbone minéral lorsqu'il est présent dans le matériau. Les tests respirométriques sont mis en place à partir de normes et ne sont valables que lorsque certaines conditions sont respectées. Par exemple, selon la norme ISO CD 18830, le taux de biodégradation de la cellulose micronisée (référence) doit être supérieur à 60% après 180 jours d'incubation. Dans le cas contraire, les tests doivent être reconduits. De plus, les différences de biodégradation observées entre les essais d'une même série doivent être inférieures à 20% de la valeur moyenne.

7.3.3.3.2 Protocole

L'échantillon témoin est préparé de la façon suivante : 30 g de sable sont placés dans un flacon laveur et 100 mL d'eau de mer sont ajoutés. L'opération est répétée 3 fois. Pour la réalisation du flacon « référence » et du flacon « échantillon », la préparation de base est identique à la préparation du flacon témoin à l'exception du fait qu'on ajoute au milieu d'incubation 50% d'équivalent carbone de cellulose micronisée pour la référence et 50 mg d'équivalent carbone de l'échantillon finement broyé à analyser. Chaque test est également répété 3 fois. Pour chaque échantillon, les quantités introduites correspondent à 50% d'équivalent carbone (Table 11).

Table 11 : Détermination du pourcentage de carbone contenu dans les polymères et masse correspondante introduite.

Échantillon	C [%]	Masse 50% équivalent C
Référence : papier sans cendre	41,54	120.38
Formulation 1 : dégradation rapide	55,98	89.32
Polymère hydrosoluble C17	52.33	94.54
Polymère hydrosoluble C600	48.77	102.52

La Figure 46 représente le schéma du montage pour un échantillon. Chaque flacon laveur est relié à un second flacon qui lui contient une solution de NaOH. À intervalle régulier, la quantité de soude non utilisée est alors dosée en retour via le dosage acido-basique décrit ci-dessus. La circulation d'air entre les deux flacons est assurée par une pompe à air étanche avec un fonctionnement de 15 minutes toutes les 30 minutes.

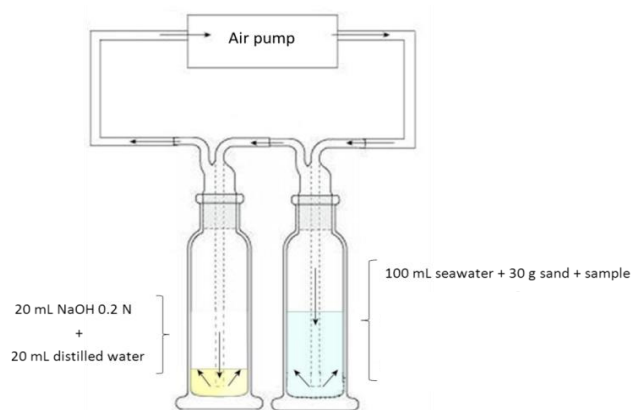


Figure 46 : Schéma du montage du test respirométrique en milieu solide/liquide.

7.4 Résultats et discussions

7.4.1 Développement d'un filament biodégradable

7.4.1.1 Stratégie adoptée

L'un des objectifs de cette étude est de diminuer les impacts environnementaux de la nasse à poissons lors de son utilisation et aussi lors de sa fin de vie, afin de limiter les phénomènes liés à la pêche fantôme. Suite aux échanges menés au sein du projet entre les scientifiques, les professionnels de la pêche et le comité des pêches du Finistère, la fréquence de perte d'une nasse par navire est d'environ une fois par an. Du point de vue matériaux et pour des raisons évidentes de coûts liés à l'utilisation de nouveaux matériaux, il n'est pas nécessaire de repenser toute la nasse. Concevoir une nasse différemment en y intégrant des matériaux biodégradables pourrait être une alternative réaliste. La stratégie adoptée est représentée sur les figures 15, 16 et 17 suivantes. L'idée est de se focaliser sur un côté de la nasse, aussi appelé panneau, représenté par le rectangle vert sur la Figure 47.



Figure 47 : photographie d'une nasse à poisson et représentation du schéma d'un panneau

Étape 1 : avant la phase d'utilisation

La première étape consisterait à transfiler un panneau de nasse avec le monofilament biodégradable, représenté par le fil rouge sur la Figure 48:

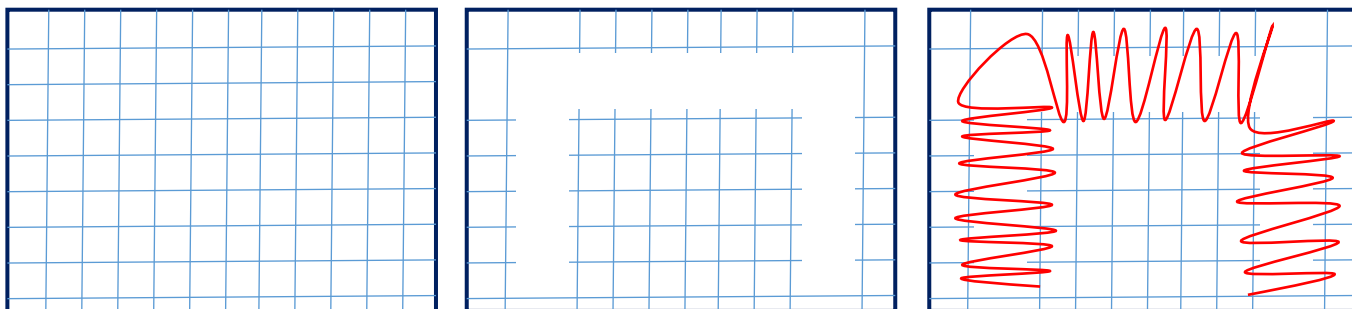


Figure 48 : Étape 1 – transfiler un panneau avant utilisation de la nasse

Étape 2 : après la perte de l'engin en mer.

Si la nasse est perdue en mer, elle va se retrouver au fond de l'eau ou dans la colonne d'eau en fonction des courants. Après un laps de temps, de quelques semaines à quelques mois, les microorganismes marins susceptibles de biodégrader le monofilament vont s'agglomérer sur la surface, se servant de la matière plastique comme nourriture.

Le fil de couture pourra ainsi se biodégrader et la partie centrale du filet sur le panneau sera libérée (Figure 49). Seulement à partir de cet instant, la nasse ne devrait théoriquement plus être « pêchante », limitant ainsi le phénomène de pêche fantôme lié à l'engin perdu.

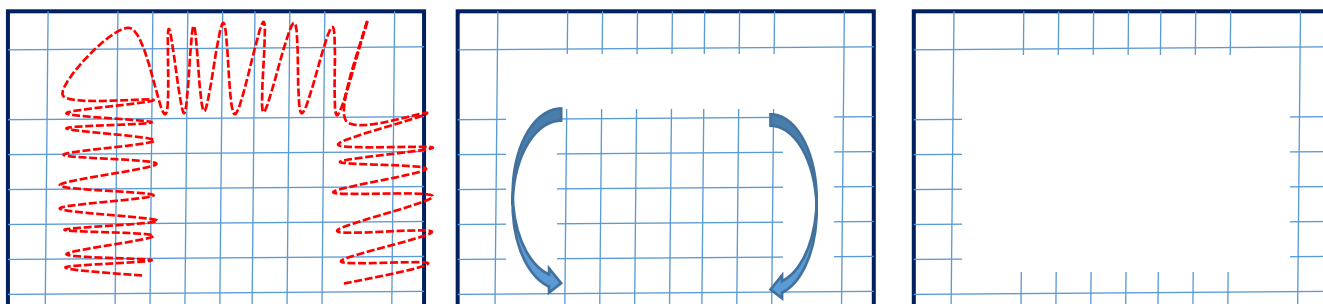


Figure 49 : Étape 2 - après la phase d'utilisation, si jamais l'engin est perdu en mer

Cependant, le mécanisme de biodégradation n'est pas homogène à la surface du monofilament. Tous les tests de vieillissement (dégradation, biodégradation) réalisés en milieu marin permettront de mieux comprendre les cinétiques et les mécanismes de dégradation du monofilament et d'anticiper son comportement en conditions naturelles.

7.4.1.2 Cahier des charges

Les monofilaments étudiés dans le cadre de ce projet ont été fournis par la société SEABIRD et différents paramètres ont été définis :

- Type de filament : monofilament
- Diamètre : entre 1 et 2 mm
- Facilement nouable (éviter autant que possible la texture du nylon qui glisse)

- Durée de vie
 - Biodégradable sur un temps plutôt court < 6 mois
 - Biodégradable sur un temps plus long > 12 mois
- Un système qui ne soit pas trop contraignant pour le pêcheur

7.4.2 Étude du vieillissement des monofilaments

Ce paragraphe concerne l'étude du vieillissement des monofilaments étudiés. Dans un premier temps, les différents monofilaments ont été placés en condition de vieillissement naturel en milieu marin afin d'appréhender les différents phénomènes intervenant pendant leur dégradation. Les résultats concerneront deux monofilaments de diamètre différent conçus pour une dégradation plutôt rapide (DR 0,6 et DR 1,5) ainsi que trois monofilaments conçus pour une dégradation plus lente dans le milieu marin (DL 0,3, DL 0,6 et DL 0,8). Dans un second temps, seule une formulation relative à une dégradation plutôt rapide a été choisie pour effectuer ensuite le test de biodégradation en milieu marin. Les différents prélèvements des échantillons dépendent de la formulation étudiée :

- Dégradation rapide : 1,5 mois, 3 mois, 4,5 mois, 6 mois, 9 mois et 15 mois
- Dégradation lente : 6 mois, 9 mois et 15 mois

7.4.2.1 Étude de la dégradation en milieu marin

7.4.2.1.1 Observations microscopiques

Les observations microscopiques obtenues via un Microscope Électronique à Balayage (MEB) sont réalisées dans le but d'étudier et de comprendre le comportement du monofilament après une immersion longue durée en milieu marin de 15 mois. Les figures 18 et 19 ci-dessous représentent les clichés réalisés à la surface des monofilaments, dits de « *dégradation rapide* » non vieillis puis après chaque prélèvement, pour un diamètre de 0,6 mm et 1,5 mm respectivement.

Avant vieillissement et ce pour les deux diamètres, les monofilaments non vieillis ont une surface homogène et uniforme. Après seulement 1,5 mois de vieillissement en eau de mer naturelle, les monofilaments DR 0,6 et DR 1,5 présentent déjà quelques irrégularités de surface pour un même temps d'immersion. Au fur et à mesure du vieillissement, l'état de surface des monofilaments évolue avec une augmentation non négligeable de la rugosité de la surface des monofilaments DR 0,6 et DR 1,5. À partir de 9 mois d'immersion, la surface est de plus en plus hétérogène avec une augmentation du nombre et de la taille des pores. Après 15 mois d'immersion, le monofilament DR 0,6 semble fragilisé...

Ces clichés nous permettent de mettre en avant l'un des mécanismes de dégradation des plastiques biodégradables tel qu'une dégradation enzymatique se produisant à la surface de façon hétérogène, phénomène déjà décrit dans la littérature lors de la dégradation des PHA par exemple [39,55–57]. La cinétique de dégradation de ces monofilaments semble plutôt rapide en milieu marin, ce qui peut également être une valeur ajoutée pour l'application visée.

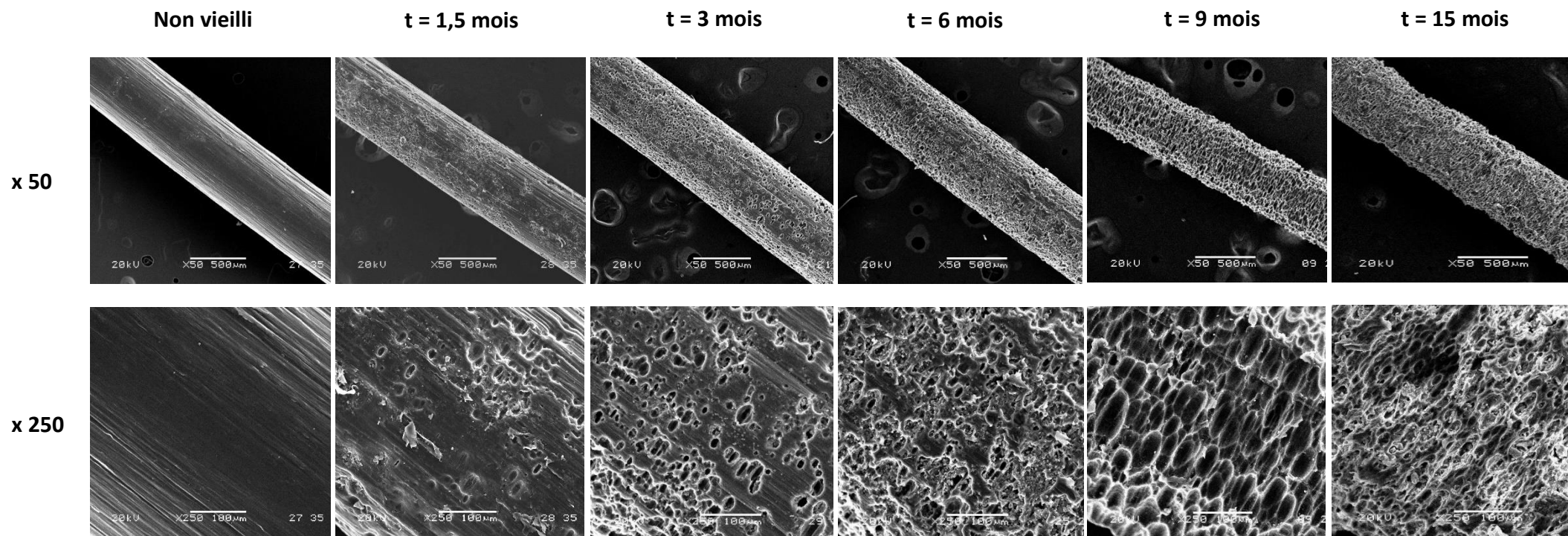


Figure 50: Évolution de l'état de surface du monofilament DR 0,6 au cours du temps après vieillissement en milieu marin

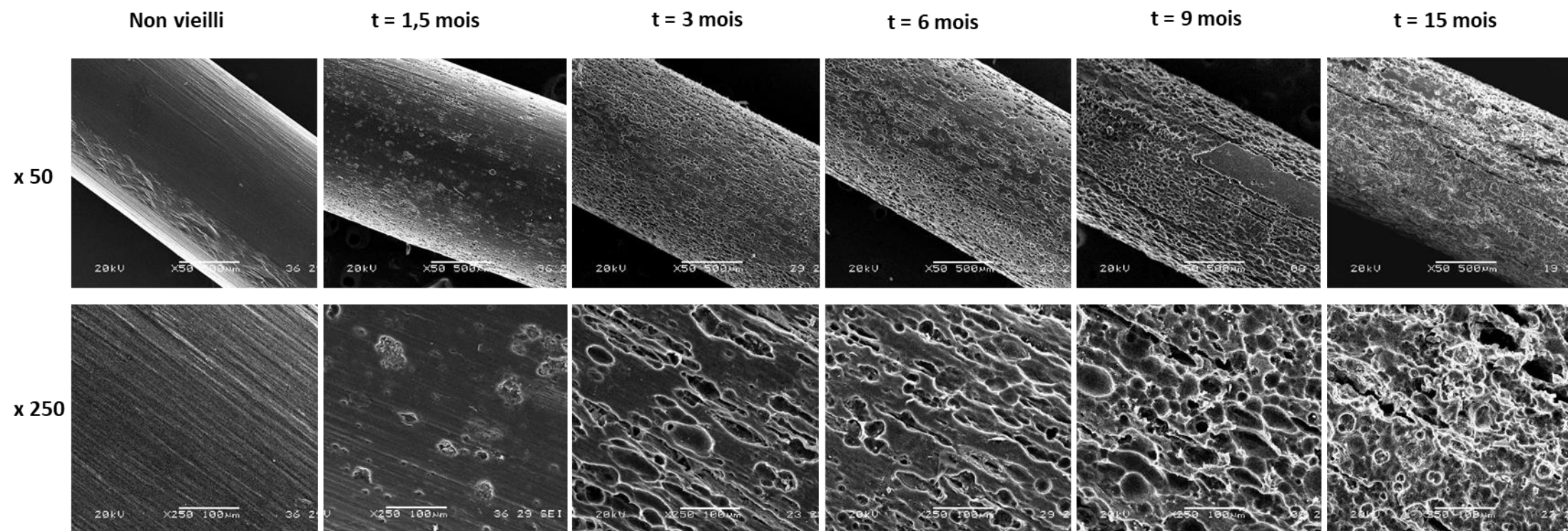


Figure 52: Évolution de l'état de surface du monofilament DR 1,5 au cours du temps après vieillissement en milieu marin

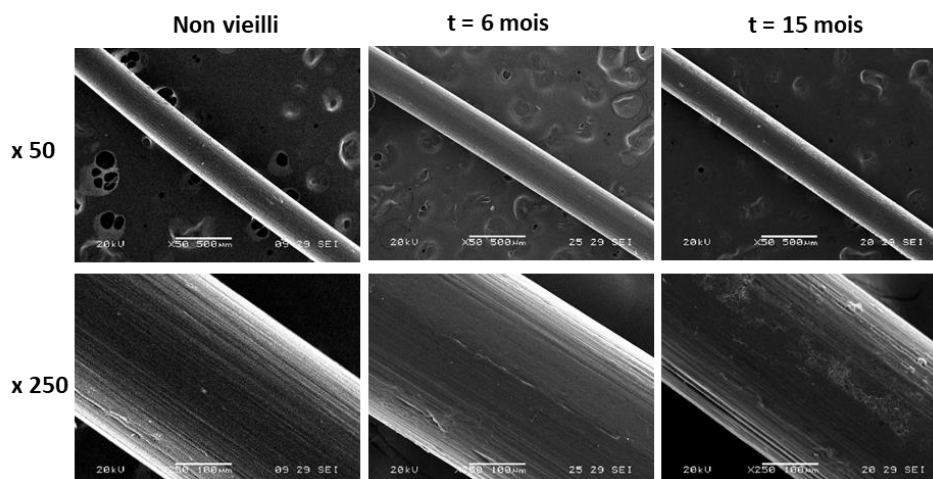


Figure 53: Évolution de l'état de surface du monofilament DL 0,35 après vieillissement en milieu marin

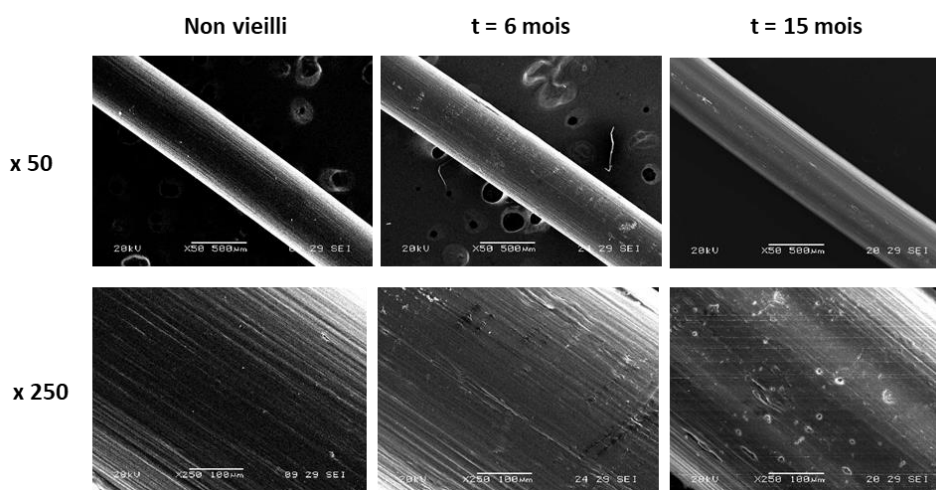


Figure 54 : Évolution de l'état de surface du monofilament DL 0,6 après vieillissement en milieu marin

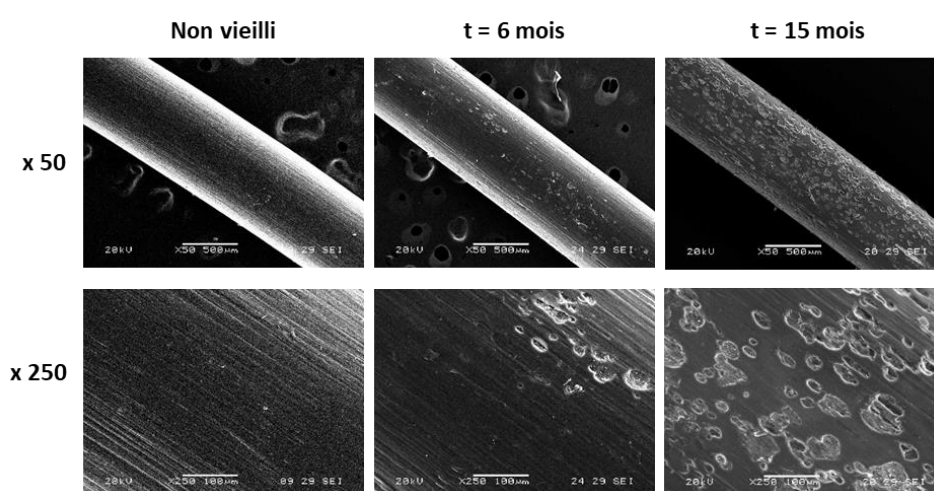


Figure 55: Évolution de l'état de surface du monofilament DL 0,8 après vieillissement en milieu marin

Les figures 20, 21 et 22 ci-dessus représentent les clichés réalisés à la surface des monofilaments, dits de « *dégradation lente* », pour les échantillons non vieillis, puis vieillis pendant 6 et 15 mois en milieu marin, pour un diamètre de 0,35 mm, 0,6 mm et 0,8 mm respectivement.

L'état de surface de l'échantillon DL 0,35 ne semble pas avoir évolué au cours du temps de vieillissement. Concernant l'échantillon DL 0,6, quelques irrégularités de surface apparaissent après 15 mois de vieillissement et après seulement 6 mois pour l'échantillon DL 0,8. Après 15 mois, les irrégularités semblent plus homogènes sur la surface de ce dernier.

Ces premières observations mettent en évidence que la formulation plastique peut avoir une influence sur la vitesse de dégradation. D'autres paramètres tels que l'épaisseur du monofilament pourraient également influencer la vitesse de dégradation.

7.4.2.1.2 Évolution des propriétés mécaniques

L'évolution des propriétés mécaniques en fonction du temps de vieillissement en milieu marin est représenté dans le tableau 6 pour les échantillons de monofilament DR 0,6.

Table 12 : Évolution des propriétés mécaniques du monofilament DR 0,6

Temps (mois)	Diamètre (μm)	Module d'Young E (Mpa)	Contrainte rupture σ_b (Mpa)	déformation rupture ϵ (%)	Force à la rupture F (N)
t = 0	586,3 ± 14,1	908,3 ± 34,4	165 ± 4,9	114,7 ± 10,2	44,5 ± 1,2
1,5 mois	593,8 ± 20,5	807,6 ± 48,3	112,5 ± 7,6	20,7 ± 1,7	31,1 ± 0,3
3 mois	611 ± 16,8	845,9 ± 49,2	102,3 ± 7,7	20,5 ± 2,7	30 ± 1,4
4,5 mois	587 ± 27,3	821,7 ± 80	98,1 ± 9,8	18 ± 1,7	26,4 ± 0,6
6 mois	574,5 ± 13	912,3 ± 73,1	101 ± 5,3	15,8 ± 1,8	26,1 ± 0,5
9 mois	533 ± 0,6	739 ± 37,5	83,9 ± 7,2	14,2 ± 1,6	18,7 ± 1,3
15 mois	506 ± 23	829 ± 26	75 ± 8,3	12,4 ± 1	15,1 ± 1,6

La déformation à la rupture du filament a fortement chuté après seulement 1,5 mois d'immersion. La diminution est ensuite beaucoup plus lente passant de 20% à 12,4% après 15 mois d'immersion. Le module d'Young des échantillons DR 0,6 reste relativement constant au cours du temps de vieillissement.

De façon plus lisible, l'évolution relative des trois propriétés (résistance, déformation et force à la rupture) sont représentées sur la Figure 23. La chute de la déformation à la rupture (en orange) est très claire alors que la résistance et la force à la rupture diminuent progressivement avec plus de 50 et 60% de perte respectivement par rapport aux propriétés des monofilaments non vieillis.

Remarque : le diamètre du monofilament (Table 12) diminue également au cours du temps, résultat en accord avec les images MEB présentés ci-dessus.

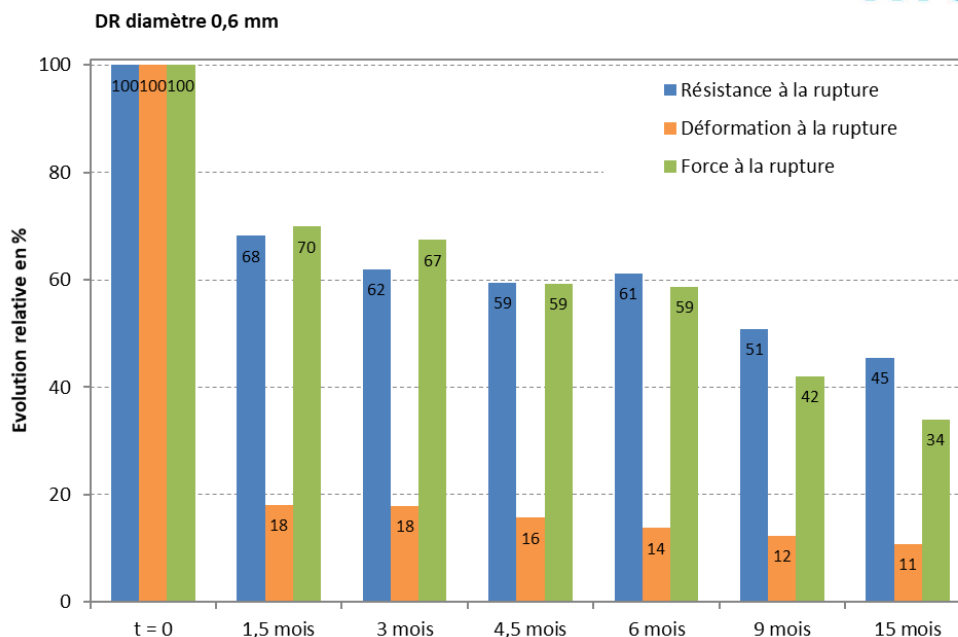


Figure 56 : Évolution des propriétés relatives en fonction du temps d'immersion du monofilament DR 0,6

L'évolution des propriétés mécaniques 6 pour les échantillons de monofilament DR 1,5 sont représentés dans le Table 13 ci-dessous :

Table 13 : Évolution des propriétés mécaniques du monofilament DR 1,5

Temps (mois)	Diamètre (µm)	Module d'Young E (Mpa)	Contrainte rupture σ_b (Mpa)	déformation rupture ϵ (%)	Force à la rupture F (N)
t = 0	1427 ± 83	714,4 ± 53,4	140,5 ± 9,7	95,5 ± 10	224,8 ± 18,6
1,5 mois	1443 ± 28,7	663,8 ± 19,2	130,4 ± 5,2	86,9 ± 6,5	213,1 ± 5,1
3 mois	1514 ± 14,1	703,1 ± 28	113,3 ± 4,5	73,5 ± 6,6	204,1 ± 11
4,5 mois	1447 ± 30,5	703,8 ± 34,1	119 ± 2,8	73,9 ± 7,3	195,7 ± 8
6 mois	1425 ± 42,5	758,7 ± 41,3	121,5 ± 5,3	61,1 ± 6,4	193,6 ± 3,6
9 mois	1407 ± 49,6	630,7 ± 76,5	101,4 ± 4,9	45,9 ± 5,7	157,5 ± 6,8
15 mois	1398 ± 41	747 ± 47	99,5 ± 5	31,6 ± 3,8	152,4 ± 6,6

D'une manière générale, les propriétés mécaniques des monofilaments DR 1,5 évoluent plus lentement au cours du temps d'immersion. De façon semblable aux échantillons DR 0,6, les valeurs de module d'Young sont relativement constantes au cours du vieillissement contrairement à la contrainte et à la déformation à la rupture qui diminuent progressivement en passant de 140 à 99MPa pour la contrainte à la rupture et de 95 à 31% pour la déformation à la rupture après 15 mois, Les évolutions relatives des trois propriétés (résistance, déformation et force à la rupture) sont représentées sur les Figure 56 et Figure 57.

La déformation à la rupture (en orange) diminue progressivement au cours du temps avec une perte de 70% après 15 mois d'immersion alors que la résistance et la force à la rupture diminuent plus lentement avec seulement 30% de perte par rapport aux propriétés des monofilaments non vieillis.

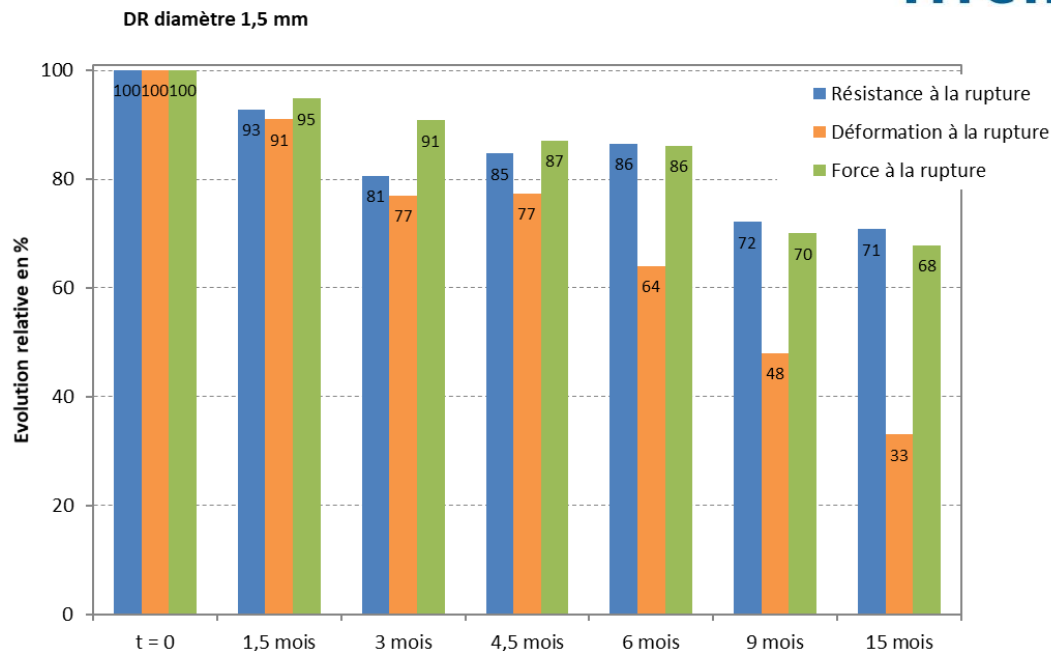


Figure 57 : Évolution des propriétés relatives en fonction du temps d'immersion du monofilament DR 1,5

- Bilan « Dégradation rapide » : La vitesse de dégradation des monofilaments DR 1,5 semble plus lente que celle des monofilaments DR 0,6. Malgré la dégradation enzymatique associée à l'érosion de surface du monofilament, la cohésion du matériau reste plutôt bonne. À partir de la même formulation initiale, les différents résultats mettent en avant que le diamètre peut influencer fortement la cinétique de dégradation des monofilaments.

Considérons les échantillons de dégradation plus lente, l'évolution des propriétés mécaniques en fonction du temps de vieillissement en milieu marin sont représentés dans le Table 14 ci-dessous pour les trois échantillons de monofilament (DL 0,35, DL 0,6 et DL 0,8).

Table 14 : Évolution des propriétés mécaniques des monofilaments « Dégradation Lente »

	Temps (mois)	Diamètre (µm)	Module d'Young E (Mpa)	Contrainte rupture σ_b (Mpa)	déformation rupture ϵ (%)	Force à la rupture F (N)
DL 0,35	t = 0	313,8 ± 3,3	1607,7 ± 98,8	398,4 ± 13,4	36,2 ± 2,9	30,8 ± 0,9
	6 mois	309 ± 7,1	1622,5 ± 120,6	382,9 ± 19,8	26,6 ± 2,5	28,7 ± 0,6
	15 mois	317 ± 5,7	1589 ± 104	336,2 ± 33	22,8 ± 2,7	26,5 ± 1,9
DL 0,6	t = 0	598,3 ± 21,5	1143,7 ± 51,6	269,5 ± 17,4	48,6 ± 3,6	75,6 ± 1,5
	6 mois	565 ± 6,1	1360,1 ± 35,9	273,3 ± 14,1	28,3 ± 3,8	68,5 ± 2,4
	15 mois	595 ± 5	1348 ± 69	248,4 ± 7,2	27 ± 1,6	69,1 ± 2
DL 0,8	t = 0	765,3 ± 17,1	1388,9 ± 49,5	309,5 ± 12,5	32,1 ± 1,9	142,3 ± 1,7
	6 mois	777 ± 7,8	1477,7 ± 28,4	304,3 ± 8,1	26,8 ± 0,5	144,3 ± 1,4
	15 mois	775 ± 9,1	1606 ± 4,2	309,2 ± 6,4	25,6 ± 6,4	146 ± 4,4

Seuls deux prélèvements ont été réalisés pour ces échantillons après 6 mois et après 15 mois de vieillissement naturel en mer. Le diamètre mesuré sur les différents monofilaments semble constant au cours temps d'immersion, ce qui semble cohérent au vue des observations microscopiques.

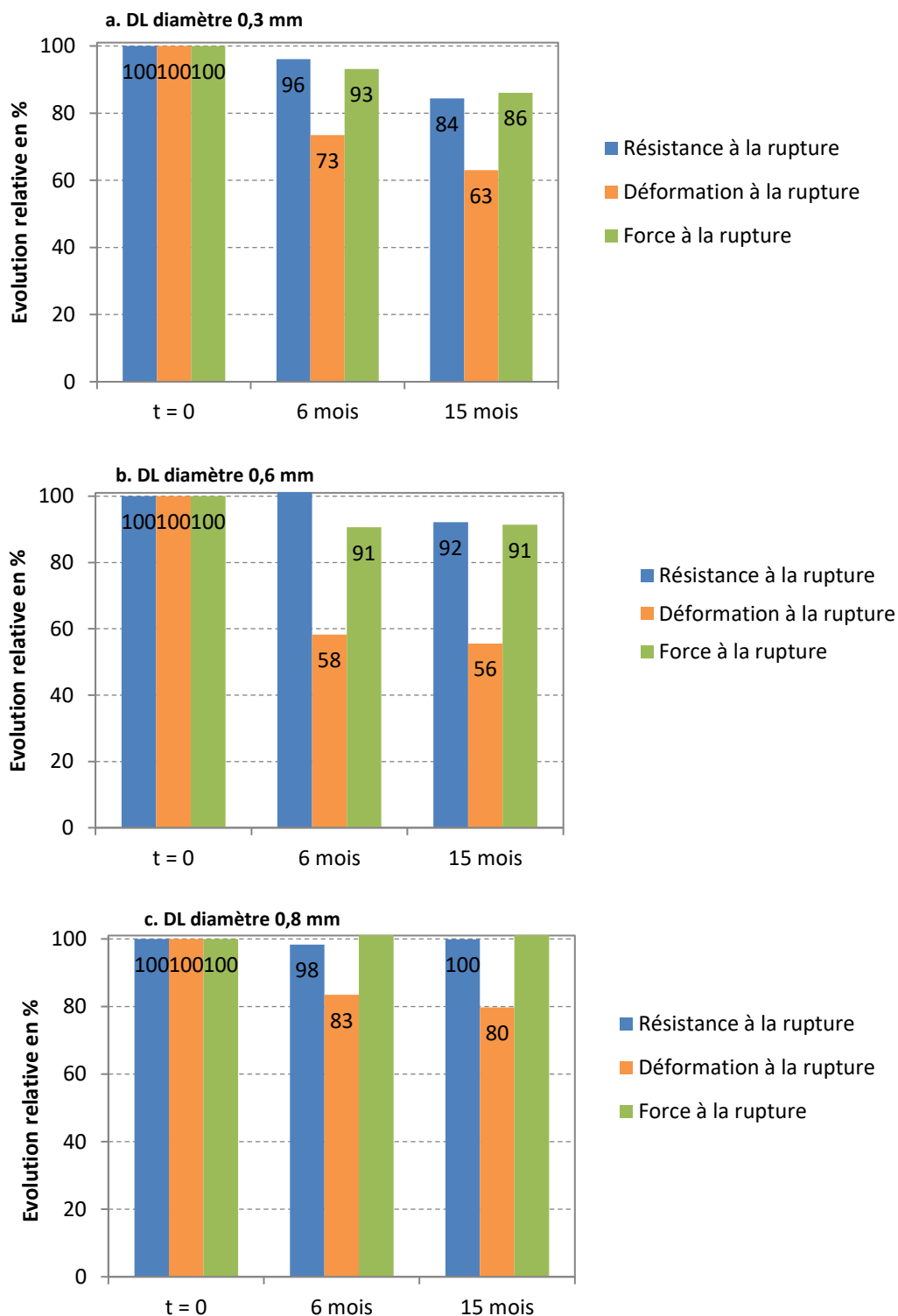


Figure 58 : Évolution des propriétés relatives en fonction du temps d'immersion pour les monofilaments « dégradation lente » (a) diamètre 0,3 mm (b) diamètre 0,6 mm et (c) diamètre 0,8 mm

D'une manière générale, les propriétés mécaniques des monofilaments DL évoluent très lentement au cours du temps d'immersion. Les valeurs de module d'Young sont relativement constantes au cours du vieillissement pour les échantillons DL 0,3 et DL 0,6 contrairement à l'échantillon DL 0,8 où le module d'Young semble augmenter avec le temps d'immersion. Les évolutions relatives des trois propriétés

(résistance à la rupture, déformation à la rupture et force à la rupture) au cours du temps sont représentées sur la Figure 58.

De la même manière que pour les échantillons DR, l'épaisseur du monofilament semble influencer la cinétique de perte des propriétés mécaniques. Plus le diamètre de l'échantillon est fin et plus le monofilament semble se dégrader rapidement. Les images MEB obtenus pour l'échantillon DL 0,35 révèlent une absence de dégradation en surface, ce qui laisse supposer l'apparition d'un nouveau mécanisme de dégradation.

Concernant les échantillons DL 0,3 et DL 0,6, la déformation à la rupture a diminué de plus de 40% après 15 mois d'immersion, contre seulement 20 % pour l'échantillon DL 0,8. La résistance et de la force à la rupture dépendent, quant à elles, de l'échantillon étudié avec une perte de 15% pour l'échantillon le plus fin DL 0,3, 10% pour DL 0,6 et semble plutôt stable pour le monofilament le plus épais DL 0,8 après 15 mois d'immersion.

- Bilan « dégradation lente » : La déformation à la rupture semble être la propriété mécanique la plus sensible avec une baisse significative des propriétés après immersion en eau de mer naturelle.

Les différentes formulations étudiées telles que « dégradation lente -DL » et « dégradation rapide -DR » ont une influence notable sur les cinétiques de dégradation des monofilaments.

7.4.2.1.3 Évolution des propriétés thermiques

Le suivi des propriétés thermiques peut également être révélateur d'une éventuelle dégradation chimique au sein du matériau. De la même façon que pour le suivi des propriétés mécaniques, les monofilaments DR 0,6 et DR 1,5 sont tout d'abord étudiés puis les monofilaments DL.

Table 15: Évolution des propriétés thermiques du monofilament DR 0,6

Temps (mois)	1 ^{er} chauffage			Refroidissement		2 ^{ème} chauffage		
	T _m (°C)	H _m (J/g)	χ (%)	T _c (°C)	H _c (J/g)	T _{m22} (°C)	H _m (J/g)	χ (%)
0	118	65	59	83	63	114	51	46
1,5	117	65	59	83	64	114	52	47
3	116	71	64	82	70	114	57	52
4,5	116	78	71	82	77	113	63	57
6	116	71	65	82	70	114	56	51
9	116	63	57	83	58	113	46	42
15	116	56	51	81	51	113	41	37

Table 16 : Évolution des propriétés thermiques du monofilament DR 1,5

Temps (mois)	1 ^{er} chauffage			Refroidissement		2 ^{ème} chauffage		
	T _m (°C)	H _m (J/g)	χ (%)	T _c (°C)	H _c (J/g)	T _{m22} (°C)	H _m (J/g)	χ (%)
0	114	50	46	83	62	120	68	61
1,5	113	51	46	83	61	121	68	62
3	113	51	46	82	60	122	67	61
4,5	114	51	46	81	59	122	66	60
6	114	51	46	83	62	121	67	61
9	114	55	50	83	67	119	70	63
15	115	45	41	80	52	125	55	50

L'évolution des propriétés thermiques en fonction du temps de vieillissement en milieu marin sont représentés, respectivement, dans le Table 15 pour les échantillons de monofilament DR 0,6 et dans le Table 16 pour les échantillons de monofilament DR 1,5.

Pour les deux monofilaments étudiés, les températures de fusion au premier chauffage et les températures de cristallisation au refroidissement semblent stables au cours du temps d'immersion. Au deuxième chauffage, les températures de fusion ont tendance à légèrement augmenter avec le temps de vieillissement pour l'échantillon DR 1,5 alors qu'elles restent stables pour l'échantillon DR 0,6.

La Figure 59 représente l'évolution de la cristallinité des monofilaments dits « de dégradation rapide » en fonction du temps d'immersion au premier et au deuxième chauffage.

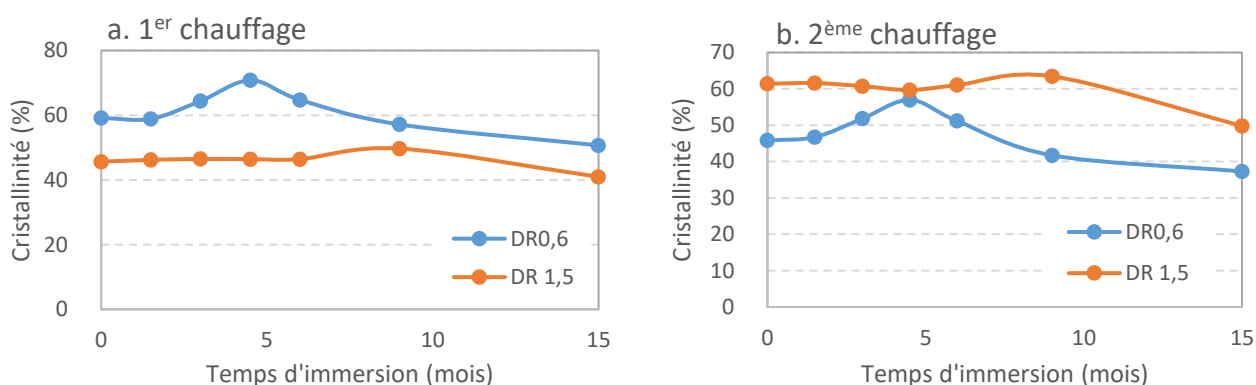


Figure 59 : Évolution de la cristallinité pour les échantillons DR 0,6 et DR 1,5

Au premier chauffage, une augmentation progressive de la cristallinité est observée jusqu'à 4,5 mois de vieillissement pour le monofilament DR 0,6 en passant de 59% pour le monofilament non vieilli à 71% pour l'échantillon vieilli. Le taux de cristallinité diminue ensuite pour atteindre 51% après 15 mois de vieillissement. Les tendances sont semblables pour le deuxième chauffage. Concernant l'échantillon DR 1,5, le taux de cristallinité est relativement constant jusqu'à 9 mois de vieillissement et diminue après 15 mois d'immersion, que ce soit au premier ou au deuxième chauffage.

D'une manière générale, l'évolution de la cristallinité au cours d'un vieillissement est associée à une réorganisation macromoléculaire des chaînes, suite aux coupures des chaînes associées au phénomène d'hydrolyse [58].

L'évolution des propriétés thermiques des différents échantillons de monofilaments dits de « dégradation lente ou DL » en fonction du temps de vieillissement en milieu marin sont ensuite représentés dans le tableau 11. Au premier et au deuxième chauffage, les températures de fusion sont constantes ainsi qu'au refroidissement où les températures de cristallisation sont également stables pour les 3 échantillons étudiés. Ces analyses thermiques ne permettent pas de mettre en évidence une possible dégradation chimique de ces échantillons.

Table 17 : Évolution des propriétés thermiques des monofilaments « Dégradation Lente »

	Temps (mois)	1 ^{er} chauffage			Refroidissement		2 ^{ème} chauffage			
		T _m (°C)	H _m (J/g)	χ (%)	T _c (°C)	H _c (J/g)	T _{m21} (°C)	T _{m22} (°C)	H _m (J/g)	χ (%)
DL 0,3	0	116	62	56	85	51	104	113	41	37
	6	116	73	66	85	61	104	113	50	45
	15	116	81	73	85	65	105	113	56	51
DL 0,6	0	119	60	54	85	50	106	113	43	39
	6,0	118	63	57	85	52	106	113	47	43
	15	119	47	43	85	36	106	114	35	32
DL 0,8	0	121	80	72	84	65	104	114	54	49
	6,0	120	72	66	86	58	105	114	47	43
	15	122	64	58	84	48	104	114	43	39

Les taux de cristallinité diffèrent quant à eux en fonction du diamètre étudié, avec une augmentation de 56 à 73% est observée pour le monofilament DL 0,3 après 15 mois d'immersion au premier chauffage, alors qu'une diminution du taux de cristallinité est notable pour les échantillons DL 0,6 et DL 0,8.

7.4.2.1.4 Évolution de la masse molaire

Dans le but d'identifier les mécanismes de dégradation des monofilaments immergés dans le milieu marin, des mesures de masses molaires ont été effectuées par chromatographie d'exclusion stérique (CES). Ces analyses permettent de révéler des changements permanents associés à la dégradation hydrolytique et sont en relation directe avec l'évolution des propriétés mécaniques et thermiques. Le tableau 12 ci-dessous présente l'évolution de la masse moléculaire moyenne en nombre (M_n) pour trois échantillons analysés (DR 0,6, DR 1,5 et DL 0,6) en fonction du temps d'immersion, ainsi que la masse moléculaire moyenne en poids (M_w) et l'indice de polymolécularité (IP), calculés selon le rapport (M_w/M_n).

Après 15 mois de vieillissement naturel dans le port de Lorient, les masses molaires (M_n et M_w) des différents échantillons étudiés sont relativement constantes.

Table 18: Évolution des masses molaires des monofilaments en fonction du temps d'immersion

	temps (mois)	Mn (g/mol)	Mw (g/mol)	IP
DR 0,6	0	35637	168965	4.7
	6	36962	166482	4.5
	15	37460	167767	4.5
DR 1,5	0	35817	163224	4.6
	6	35957	162582	4.5
	15	36785	160240	4.4
DL 0,6	0	36166	155543	4.3
	6	33638	155024	4.6
	15	37646	157403	4.2

Concernant les échantillons DR 0,6 et DR 1,5, les observations microscopiques révèlent une importante modification de la surface liée à une dégradation enzymatique des échantillons vieillis. Une perte de propriétés mécaniques est observée après 15 mois d'immersion, avec une diminution non négligeable de la déformation à la rupture et de la contrainte à la rupture... Cependant, les résultats obtenus suite aux analyses CES des échantillons DR 0,6 et DR 1,5 ne révèlent aucune dégradation par coupures de chaînes. De nouvelles analyses pourraient être utiles pour confirmer ces observations.

Concernant l'échantillon DL 0,6, l'évolution des masses molaires (M_n et M_w) semble cohérente avec les différents résultats obtenus : MEB, propriétés mécaniques et thermique... qui révèle une absence de dégradation chimique liée à un phénomène d'hydrolyse.

7.4.2.1.5 Évolution de la température de dégradation (ATG)

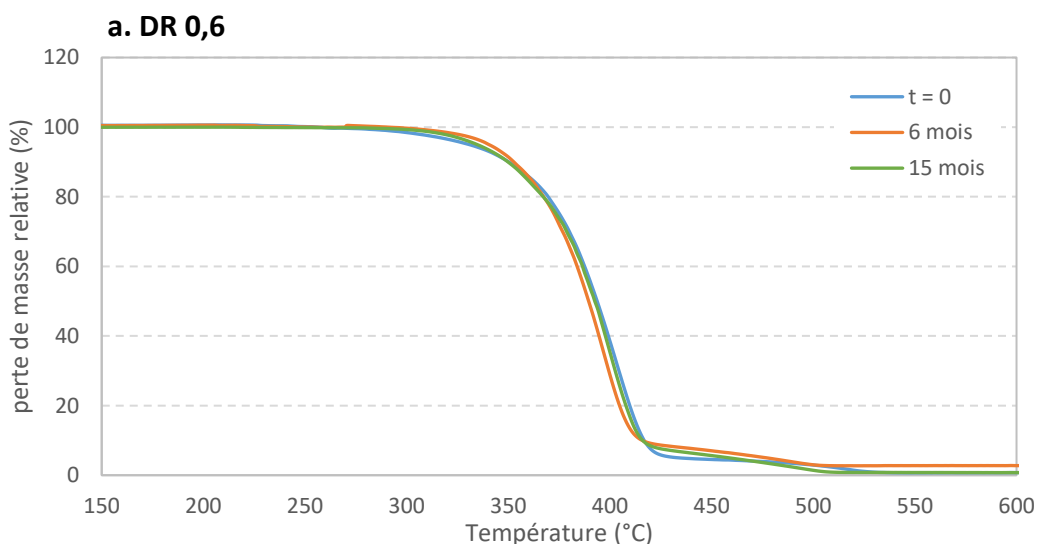
Des analyses thermogravimétriques complémentaires ont été réalisées sur les échantillons de DR 0,6 et DL 0,6. Les résultats obtenus pour les deux échantillons sont résumés dans le tableau 13 ci-après et les comportements des courbes associés sont représentés sur la figure 27.

Table 19: Comparaison de la température de dégradation à 5% et 50% de perte de masse relative pour les échantillons DR 0,6 et DL 0,6.

Immersion (mois)	DR 0,6			DL 0,6		
	T(°C) _{5%}	T(°C) _{50%}	Résidu (%)	T(°C) _{5%}	T(°C) _{50%}	Résidu (%)
0	330,7	391,68	1	335,7	393,59	2,39
6	340,3	386,78	2,72	335	387,7	0,3
15	334,6	389,92	0,72	323	389,53	0,16

Avant vieillissement, les températures de dégradation à 5% de perte de masse relative diffèrent de 5°C entre l'échantillon DR et DL alors que les températures de dégradation à 50% de perte de masse relative sont plus proches. Le taux résiduel est également plus important pour l'échantillon DL 0,6, ce qui s'explique probablement par une différence de formulation entre les échantillons dits de dégradation rapide et de dégradation lente. Après vieillissement en milieu marin, la température de dégradation associée à 5% de perte de masse relative de l'échantillon DR 0,6 a augmenté en passant de 330°C à 340°C après 6 mois et à 335°C après 15 mois. L'évolution de la cristallinité de l'échantillon sur les premiers mois de vieillissement de l'échantillon, observé précédemment, pourrait être la cause de cette légère augmentation.

Concernant l'échantillon DL 0,6, la température de dégradation associée à 5% de perte de masse relative a diminué en passant de 335 à 323°C après 15 mois d'immersion. Cette baisse pourrait s'expliquer par la présence d'eau dans l'échantillon. Cependant, à 50% de perte de masse relative, les températures de dégradation sont sensiblement les mêmes.



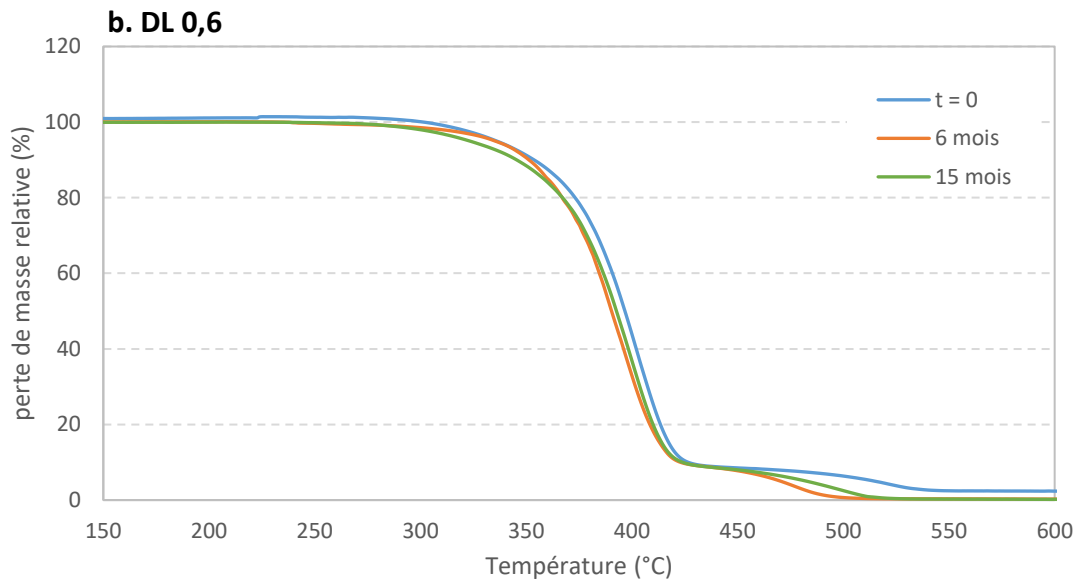


Figure 60 : Évolution de la perte de masse relative en fonction de la température

7.4.2.2 Étude de la biodégradation en milieu marin

L'étude de la biodégradation est l'étape ultime du vieillissement des plastiques car elle permet une vision plus globale et une validation de la biodégradabilité du monofilament en milieu marin, véritable valeur ajoutée de la formulation développée. Les critères de biodégradation sont relatifs à des normes spécifiques et sont directement liés à un temps qui dépendra du milieu d'incubation et de la température.

Dans le cadre du projet BAITFISH, le suivi de la biodégradation des monofilaments est réalisé via des tests respirométriques maintenus à 25°C. Le milieu d'incubation a été choisi dans l'optique de se rapprocher des conditions naturelles : sable d'estran et eau de mer. L'échantillon a été préalablement broyé afin d'augmenter la surface de contact avec les microorganismes, et ainsi améliorer les cinétiques de biodégradation. Les résultats de cette étude sont présentés sur la Figure 61.

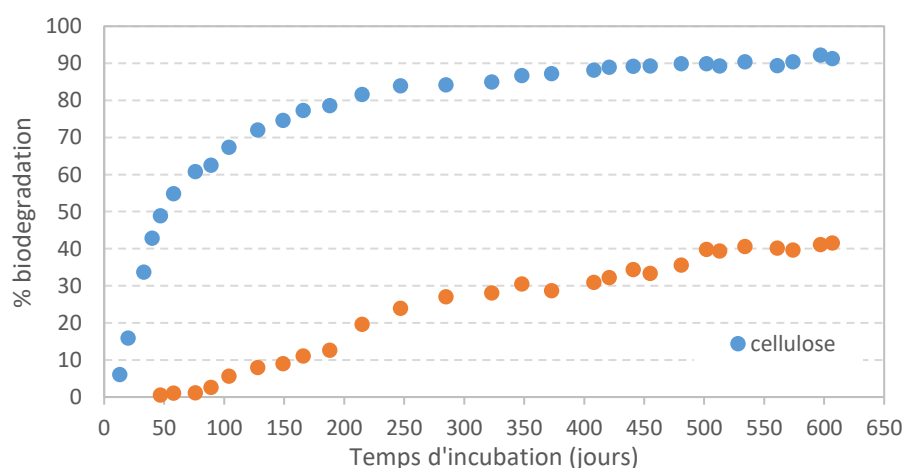


Figure 61 : Évolution de la biodégradation de l'échantillon DR et de la cellulose en fonction du temps d'incubation dans un mélange d'eau de mer et de sable d'estran

Pour chaque matériau testé, les tests respirométriques se doivent d'être comparé à une référence susceptible de se biodégrader dans toutes les conditions. Pour cette étude, la référence est représentée

par la cellulose (courbe bleue). La courbe de biodégradation de la cellulose a une allure normale de type sigmoïde, avec une biodégradation rapide dès le début du test. Après 180 jours d'incubation, le taux de biodégradation de la cellulose a atteint plus de 75%. La progression devient ensuite plus lente et semble atteindre un plateau (>90%) après 600 jours d'incubation.

Concernant l'échantillon DR, une phase de latence est observée jusqu'à 75 jours. Ce phénomène, déjà observé dans la littérature, peut s'expliquer par le temps nécessaire aux microorganismes responsables de la biodégradation de coloniser la surface de l'échantillon puis de se développer. Lors de l'étude de vieillissement des monofilaments en conditions naturelles, les observations microscopiques ont mis en avant l'apparition d'irrégularités à la surface après 1,5 mois d'immersion, soit 45 jours.

Après cette phase, la cinétique de biodégradation de l'échantillon DR est plutôt lente et le taux de biodégradation atteint seulement 40% après 600 jours d'incubation. L'allure de la courbe est quant à elle, singulière avec l'apparition de plateaux successifs. Les tests respirométriques sont réalisés en enceinte close, mais avec un renouvellement de l'oxygène lors de chaque mesure. En l'absence de source nutritive exogène (échantillon de l'essai) ou bien dans le cas où cette ressource carbone ne soit pas pleinement utilisée par les microorganismes, l'activité bactérienne reste toutefois maintenue via l'utilisation du carbone issu du renouvellement constant de la biomasse.

Les résultats obtenus suite aux tests respirométriques sont en accord avec le vieillissement naturel de l'échantillon DR et permet de confirmer que l'échantillon DR peut être bio-assimilable par les microorganismes marins (autrement dit que les microorganismes marins sont capables de métaboliser le polymère), malgré une cinétique de biodégradation plutôt lente dans le milieu marin [59].

- Bilan : l'étude de la biodégradation de l'échantillon dit de dégradation rapide, par l'intermédiaire de tests respirométriques, a été étudié dans un milieu solide/liquide composé d'eau de mer naturelle et de sable d'éstran. La cinétique de biodégradation est lente dans ce milieu et le taux de biodégradation atteint 40% après 600 jours d'incubation.

Remarque : Un point important de ces tests réalisés en milieu marin est la représentativité des essais. Le milieu d'incubation ne correspond pas spécifiquement à une famille de bactéries isolées au préalable mais bien à la population générale et naturelle rencontrée dans le sable et dans l'eau de mer.

7.4.3 Développement d'appâts sélectifs

Le principe de capture avec des appâts se base sur une source d'odeur qui est libérée via des substances attractives pendant une période donnée, le poisson est attiré par l'odeur et se déplace vers le lieu de diffusion. Pour optimiser la capture des dorades grises et ainsi augmenter la sélectivité de la nasse à poisson, des tests avec des appâts naturels ont été mis en place et les résultats ont permis de sélectionner la chair de coque comme appât préférentiel des dorades grises. Le développement d'appât artificiel est donc basé sur le principe du relargage contrôlé de la poudre de chair de coque, rendu possible par le choix de la matrice polymère, via l'utilisation de matériaux hydrosolubles.

7.4.3.1 Les polymères hydrosolubles

La plupart des polymères sont insolubles dans l'eau, pour des raisons évidentes, concernant leurs applications. Il existe cependant une catégorie de polymères qui sont hydrosolubles et ils sont classés généralement en trois groupes suivant leur origine :

- Naturelle
- Semi-synthétique (naturelle avec transformation)
- Synthétique.

Les polymères d'origine naturelle regroupent les polysaccharides comme l'amidon, la gomme arabique, les gommes extraites des graines, des algues, des microbes... et les protéines telles que l'albumine, la caséine et le gluten. Certains polymères sont semi-synthétiques, c'est le cas par exemple des dérivés de l'amidon. Enfin, il existe des polymères hydrosolubles purement synthétiques qui peuvent être divisés en trois catégories :

- Les polymères hydrosolubles non-ioniques
- Les polyélectrolytes
- Les polymères hydrosolubles amphotères

Les polymères hydrosolubles synthétiques sont largement utilisés dans des domaines variés comme les détergents, les enduits, le traitement de l'eau, la stabilisation des sols ou des bois humides et comme intermédiaires dans la fabrication d'autres polymères. En raison de leur fonction même ou simplement par lessivage, ces polymères hydrosolubles peuvent se retrouver à terme dissous dans les eaux de surface ou dispersés à l'état solide dans la nature, avec les risques de pollutions afférents. De par leur solubilité dans l'eau, leur devenir dans l'environnement est moins évident que celui des emballages plastiques.

Parmi les polymères hydrosolubles non-ioniques, on peut citer le poly(acrylamide) (PAM), le poly(acide acrylique) (PAA), le poly(oxyde d'éthylène) (PEO) ou encore le poly(alcool vinylique) (PVA) utilisé dans le cadre de cette étude...

■ Obtention du poly(alcool vinylique)

L'alcool polyvinylique ou poly(alcool vinylique) un polymère obtenu par hydrolyse du poly(acétate de vinyle) (figure 29). La réaction d'hydrolyse conduit à la coupure des chaînes carbonées du poly(acétate de vinyle), via la double liaison C=O facilement hydrolysable. La première étape est une réaction d'addition entre le poly(acétate de vinyle) et les molécules d'eau. L'étape d'élimination permet ensuite de fait apparaître l'acide acétique et c'est avec une réaction totale que l'on obtient finalement l'alcool polyvinylique.

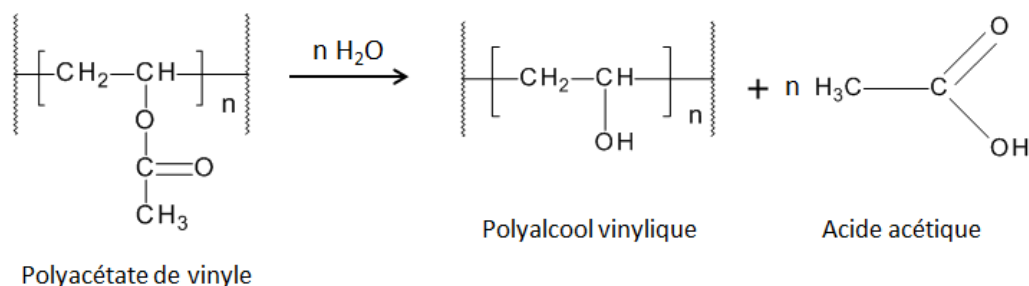


Figure 62 : Réaction d'hydrolyse du poly(acétate de vinyle)

7.4.3.2 Analyse des polymères en solution

De par ses propriétés, l'eau est un solvant très différent de tous les solvants organiques communs. Tout d'abord, l'eau possède une constante diélectrique élevée $\epsilon_r = 78,54$, contre 4,6 pour le benzène et 32,6 pour le méthanol. La force électrostatique existant entre des ions de charges opposées étant inversement proportionnel à ϵ_r , l'eau est un très bon solvant pour dissoudre les ions. D'autre part, sa forte entropie

de vaporisation fait de l'eau un liquide très structuré grâce aux liaisons hydrogènes qui existent entre les molécules d'eau.

L'introduction d'un soluté modifie cette structure très ordonnée. Pour qu'un polymère soit hydrosoluble, il doit posséder des groupements polaires ou ionisables tels que $-C=O$, $-O-H$, $-NH_2$, $-CONH_2$, $-CH_2-CH_2-O-$, $-COOH$, $-SO_3H$. En général, il possède aussi des groupements hydrophobes ou une chaîne principale essentiellement hydrophobe. C'est pourquoi les conséquences de l'introduction d'un polymère dans l'eau sont extrêmement complexes et dépendent étroitement des conditions expérimentales (pH, concentration du polymère, température).

▪ **Étapes de solubilisation**

Il existe plusieurs étapes lors d'une dissolution entre un solvant liquide comme l'eau et un polymère hydrosoluble comme l'alcool polyvinylique. L'eau est un solvant polaire. Dans ce cas, les chaînes carbonées de l'alcool polyvinylique sont hydrophobes et les groupes fonctionnels alcools sont hydrophiles. La première étape est la dissociation de l'alcool polyvinylique. Les molécules d'eau s'organisent au niveau des groupes fonctionnels alcools qui dépendent de l'état de surface ainsi que de la porosité du matériau, c'est un effet d'hydratation de la surface du solide.

La deuxième étape est la solvation, les molécules d'eau, attirées par les groupes hydroxyles, forment des liaisons hydrogènes, ce qui rend les chaînes carbonées plus mobiles dans l'eau. L'eau peut ensuite atteindre plus facilement les chaînes carbonées au cœur du matériau.

La troisième étape est la dispersion, les chaînes carbonées se dispersent dans l'eau. Le polymère sous forme solide disparaît alors peu à peu visuellement. Lors de cette dernière étape, l'eau peut alors se colorer, permettant ainsi de suivre l'évolution de la couleur grâce à des techniques de caractérisation optique.

▪ **Relation structure propriété**

La structure du polymère peut influencer les propriétés de solubilisation. En effet, un polymère amorphe a une structure plus désordonnée, permettant aux molécules d'eau de diffuser entre les chaînes carbonées et d'atteindre plus facilement les groupements hydroxyles.

Au contraire, une structure cristalline est moins sensible à l'eau par rapport, les groupements hydroxyles étant moins accessibles.

En jouant sur la formulation et en modifiant le taux de cristallinité, on peut donc modifier la cinétique de diffusion et de solubilisation de l'appât. La fabrication d'appâts à relargage contrôlé est alors possible : cinétique de solubilisation plus rapide en utilisant de l'alcool polyvinylique amorphe, ou une cinétique plus lente grâce à une structure plus cristalline.

▪ **Technique de caractérisation des polymères en solution**

Dans la littérature, il existe de nombreuses méthodes d'analyse pour étudier les polymères en solution parmi lesquelles on peut citer : la cryoscopie (utilise l'abaissement de la température de fusion pour déterminer la masse molaire de soluté), la tonométrie (se sert de l'abaissement de la pression de vapeur saturante d'un solvant en fonction de la quantité de soluté ajouté) ou encore l'ébulliométrie (augmentation de la température d'ébullition en fonction de la quantité de soluté ajouté (Figure 63).

Ces trois méthodes peuvent être utilisées pour effectuer des contrôles de la qualité de polymères en solution. Cependant, elles ne sont pas forcément adaptées à notre étude. L'objectif, dans un premier

temps, est de mettre en place un protocole expérimentale afin de caractériser les cinétiques de dissolution des appâts artificiels dans de l'eau.

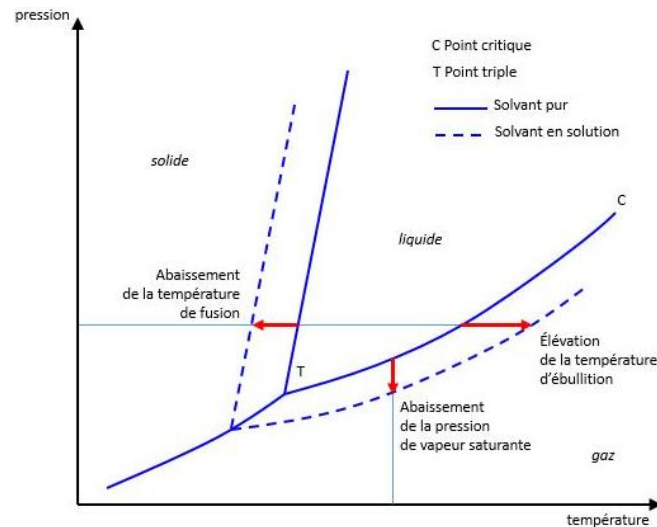


Figure 63: exemple d'analyse de polymères en solution

À partir des granulés plastique placés dans différents béciers contenant de l'eau distillée sous agitation, les solutions ont été analysées à intervalle régulier, via différentes techniques de caractérisation : le turbidimètre, le spectromètre UV-visible ainsi que le spectrocolorimètre. Cette étude a fait l'objet d'un stage de 2 mois et la description des expériences est détaillée dans le rapport de stage. Seuls quelques résultats sont présentés ci-dessous

▪ **Spectrométrie UV-Visible**

Le principe de la spectrométrie d'absorption dans l'ultraviolet et le visible repose sur l'absorption du rayonnement par les molécules dans le domaine allant de 190 à 800 nm, ce qui correspond à l'ultraviolet (190-400 nm) et au visible (400-800 nm). Ces analyses de spectroscopie UV-visible pourrait donc permettre de mettre en avant l'apparition de nouvelles molécules dans l'eau, et de suivre le potentiel relargage de la poudre de coque.

La figure 31 représente l'évolution de l'absorbance des solutions de C17 et C600 chargés, en fonction de la longueur d'onde, pendant les 8 heures d'expérience.

Dans les deux cas, les tendances des courbes obtenues sont proches, avec un pic d'absorbance qui apparaît dans la zone correspondante à l'UV (à partir de 200nm). Au cours de l'étude, un décalage de pic est observé pour les deux échantillons et après 8 heures d'immersion, l'échantillon C600 a une absorbance maximale plus élevée ($\approx 2,5$) que l'échantillon C17 (≈ 2).

L'influence du milieu d'immersion a également été étudié en réalisant les mêmes expériences dans de l'eau de mer, pour mieux se rapprocher des conditions d'usage de l'appât. Les premiers résultats mettent en avant une cinétique de diffusion plus lente dans l'eau de mer.

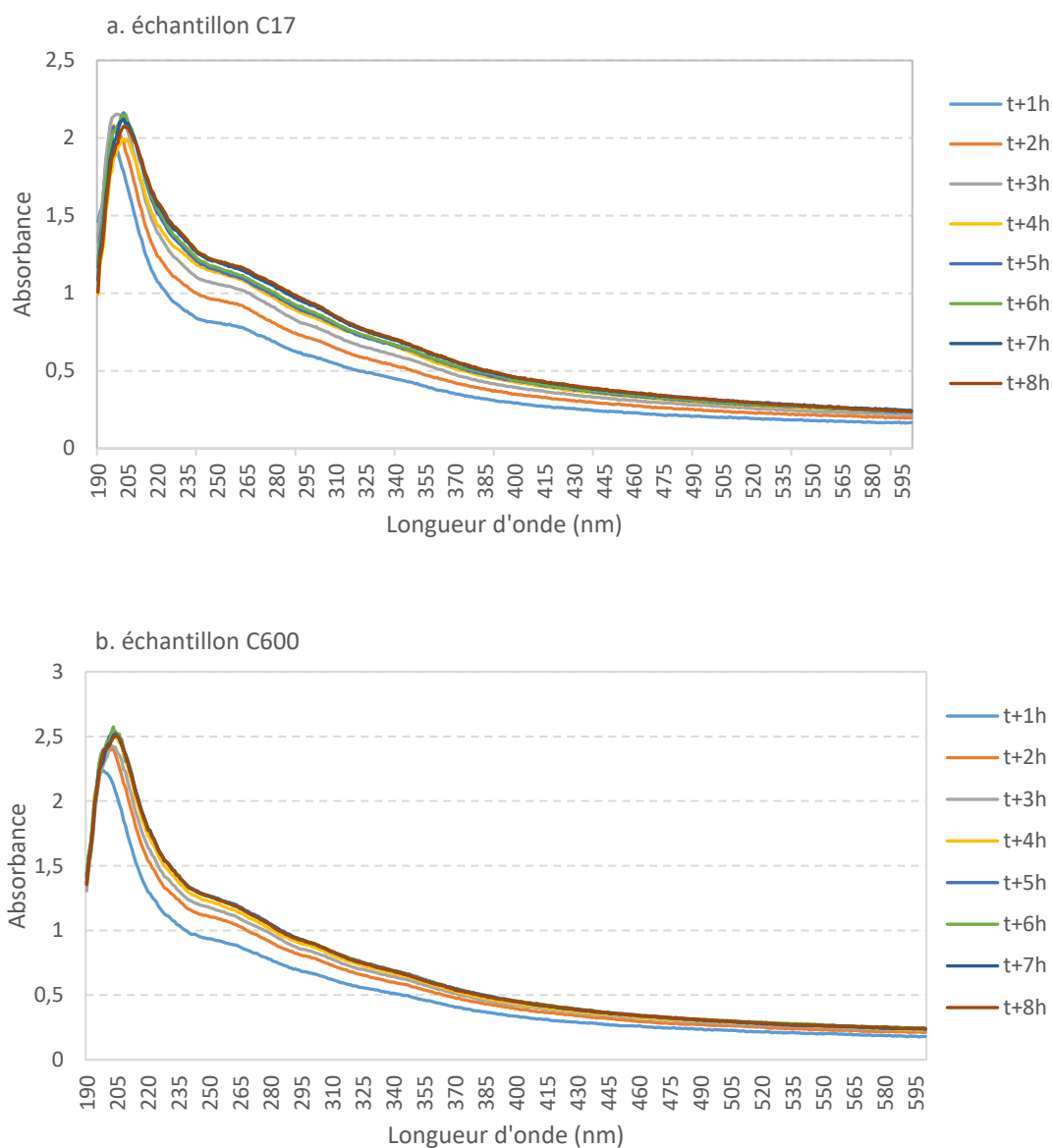


Figure 64 : Évolution de l'absorbance en fonction de la longueur d'onde et du temps d'immersion pour les échantillons C17 (a) et C600 (b)

▪ Turbidimètre

Les particules en suspension dans l'eau diffusent, absorbent ou réfléchissent la lumière. Le turbidimètre permet ainsi de quantifier la turbidité d'une solution. NTU (ou UTN en français) correspond à « *Unité de Turbidité Néphélométrique* » et indique que l'instrument mesure la lumière diffusée dans l'échantillon à un angle de 90 degrés par rapport à la lumière incidente. Ces mesures sont basées sur l'échelle suivante :

- NTU < 5 : eau claire
- 5 < NTU < 30 : eau légèrement trouble
- NTU > 50 : eau trouble, solution chargée en particules

La figure 32 représente l'évolution de la turbidité en fonction du temps d'immersion dans de l'eau distillée pour les polymères purs et les polymères chargés avec de la poudre de coque. Concernant les polymères

purs, la turbidité augmente lentement au cours du temps en atteignant des valeurs de 2 NTU après 8 heures d'incubation.

Concernant les échantillons chargés, la turbidité augmente plus rapidement et la turbidité des solutions ont des valeurs de 37 et 45 NTU après 8 heures d'immersion, pour les échantillons C17 et C600 respectivement. En effet, l'eau se trouble au cours du temps de l'essai, correspondant à la solubilisation du polymère dans l'eau et au relargage progressif de la poudre de coque.

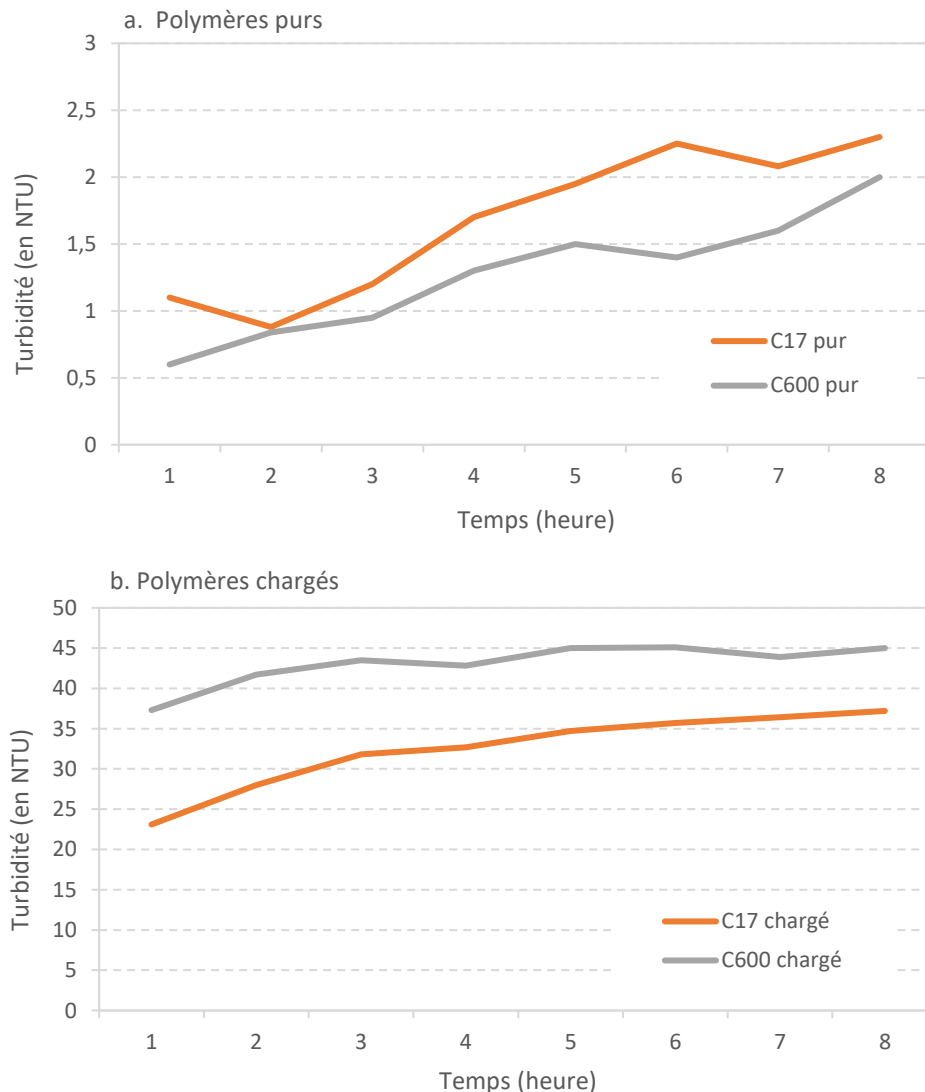


Figure 65 : Évolution de la turbidité pour les échantillons C17 et C600 purs (a) C17 et C600 chargés avec de la poudre de coque (b) en fonction du temps d'immersion.

▪ Spectrocolorimètre

Le spectrocolorimètre est également utilisé dans le cadre de cette étude car il peut déterminer précisément les changements de couleurs, même infime et non détectable à l'œil nu, d'une pièce ou d'une solution. Le suivi de la couleur de l'eau est donc rendu possible via la mesure des coordonnées colorimétriques des solutions aqueuses au cours du temps, exprimé grâce à trois paramètres

colorimétriques : L^* , a^* et b^* . Les analyses colorimétriques des différentes solutions étudiées en fonction du temps pour les 2 polymères chargés, C17 et C600 respectivement, sont représentées sur la Figure 66.

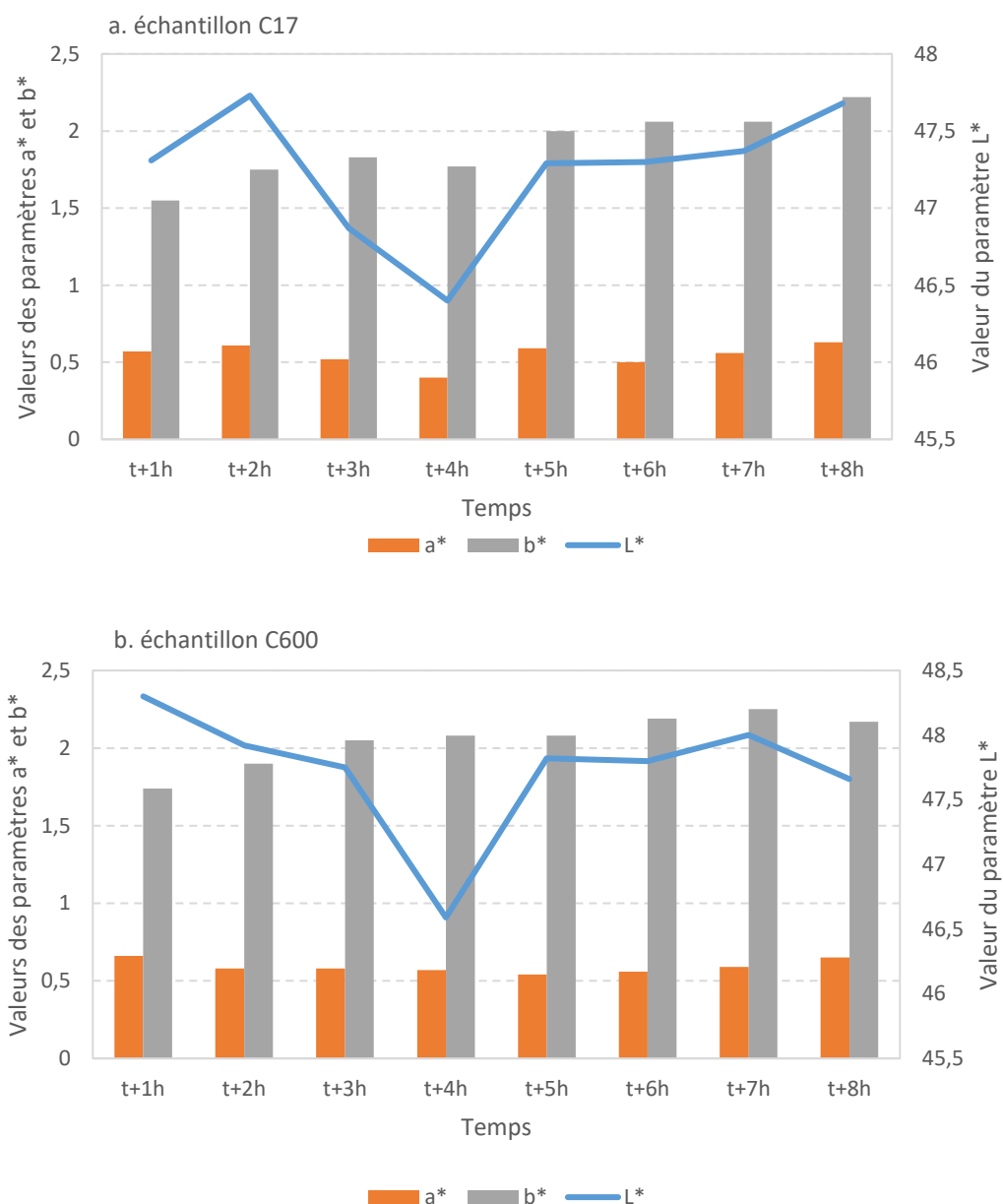


Figure 66 : Évolution des coordonnées colorimétriques $a^*b^*L^*$ pour les échantillons C17 (a) et C600 (b) chargés avec de la poudre de coque au cours du temps d'immersion

Concernant la coordonnée b^* , elle semble évoluer au cours des 8 heures d'immersion avec une légère augmentation alors que le paramètre a^* , quant à lui, reste relativement constant pour les deux échantillons. La tendance pour la coordonnée L^* est également semblable pour les deux polymères chargés, avec une diminution rapide jusqu'à 4h d'immersion puis une augmentation.

Les résultats obtenus semblent en accord avec les observations visuelles (Figure 67). Les différentes solutions contenant l'appât artificiel, initialement transparente, se colorent petit à petit jusqu'à l'apparition d'une coloration jaunâtre/marron.

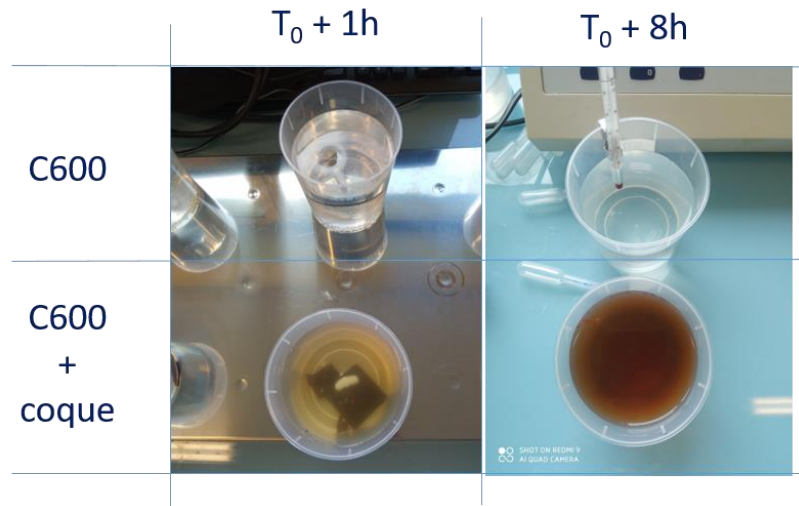


Figure 67 : Observations visuelles du changement de couleur des solutions de C600 pur et C600 chargé après 1h et 8h d'immersion

→ Bilan de l'étude :

Le polymère référencé C17 semble avoir une vitesse de diffusion dans l'eau distillée plus lente que le polymère C600. Un relargage contrôlé peut donc être envisagé dans le milieu aqueux en fonction du garde de polymères hydrosolubles utilisé. Cependant, la caractérisation d'un relargage de substances attractives dans l'eau est complexe. Visuellement, les solutions changent d'apparence mais ces observations restent difficiles à quantifier.

Le milieu d'immersion semble également avoir une influence sur la solubilisation de l'appât et peut ainsi modifier la vitesse de diffusion des substances attractives. Des tests complémentaires doivent être réalisés en contrôlant le pH de l'eau de mer ainsi que la température de l'essai.

7.4.3.3 Étude de la biodégradation

Si ces polymères s'avèrent satisfaisant pour la réalisation d'appâts artificiels pour les nasses à poisson, il est primordial d'anticiper leur devenir dans le milieu marin. C'est pourquoi, dans le cadre de ce projet, il a été entrepris d'étudier la biodégradation en milieu marin de deux types de polymères hydrosolubles de la gamme *Mowiflex* référencés C17 et C600. Les échantillons préalablement broyés sont placés dans un mélange solide/liquide composé d'eau de mer et de sable d'estran fraîchement prélevé, l'incubation étant maintenue à 25°C.

L'évolution de la biodégradation de l'échantillon C17 et de l'échantillon C600, en comparaison avec la cellulose, en fonction du temps d'incubation sont représentés respectivement sur les Figure 68 et Figure 69.

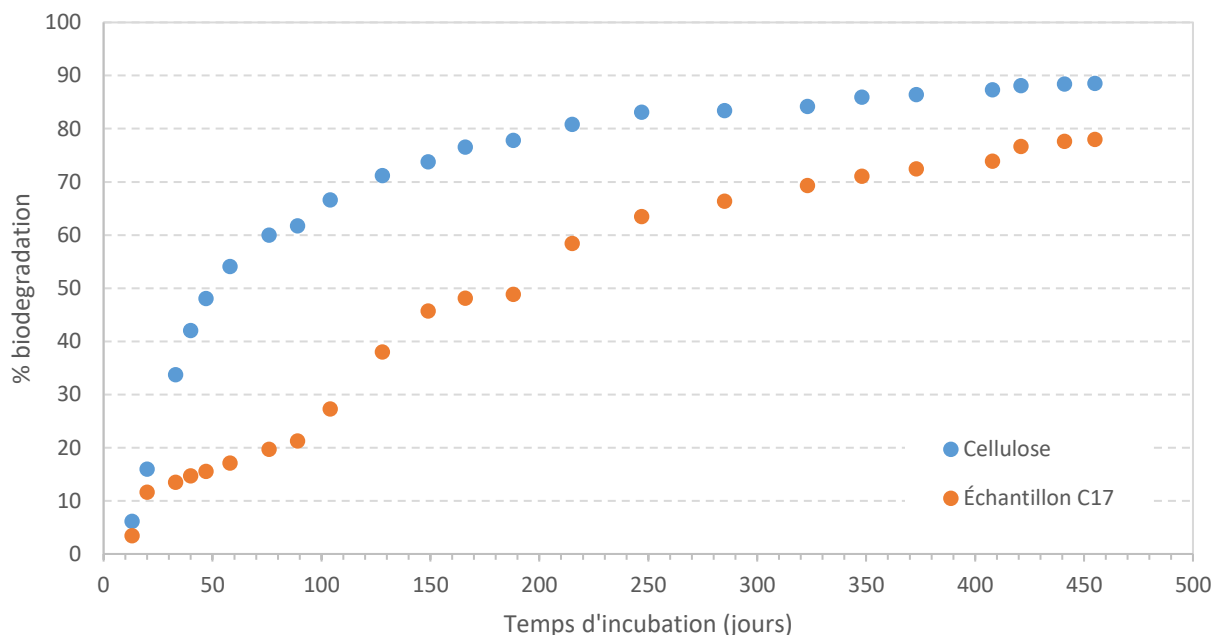


Figure 68 : Évolution de la biodégradation de l'échantillon hydrosoluble C17 et de la cellulose en fonction du temps d'incubation dans un mélange d'eau de mer et de sable d'estran

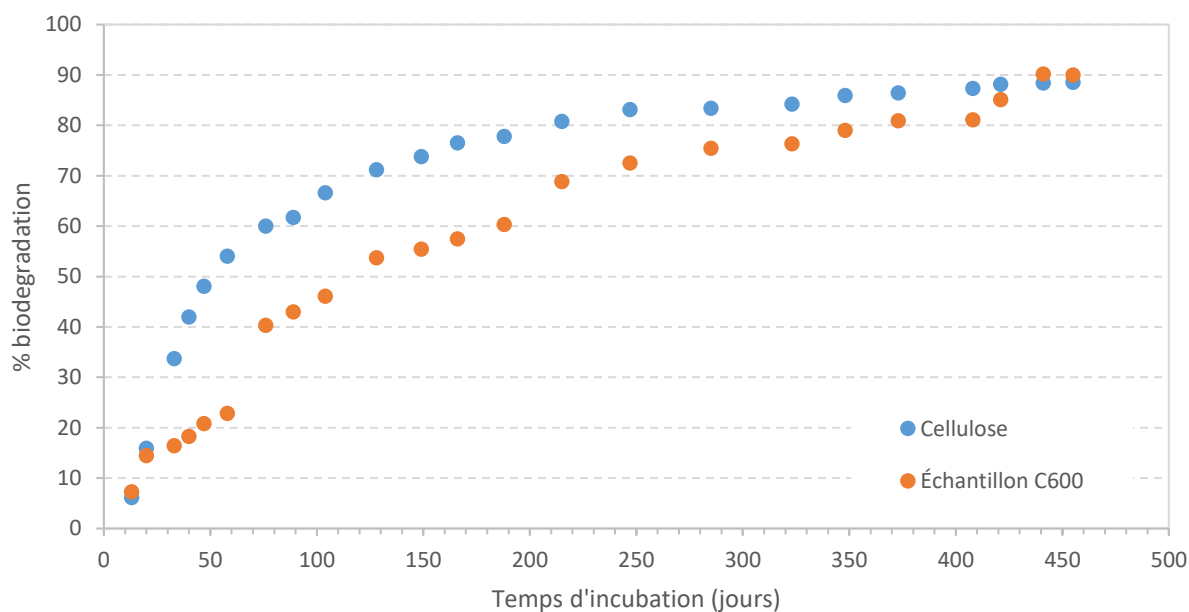


Figure 69 : Évolution de la biodégradation de l'échantillon hydrosoluble C600 et de la cellulose en fonction du temps d'incubation dans un mélange d'eau de mer et de sable d'estran

La courbe de biodégradation de la cellulose a une allure normale de type sigmoïde, avec une biodégradation rapide dès le début du test. Après 180 jours d'incubation, le taux de biodégradation de la cellulose a atteint plus de 75%. La progression devient ensuite plus lente et semble atteindre un plateau (>90%) après 600 jours d'incubation en milieu marin.

Concernant les échantillons C17 et C600, la biodégradation semble démarrer rapidement avec l'absence de la phase de latence, comme observée pour l'échantillon DR de fil de pêche. La cinétique de biodégradation de l'échantillon C17 est légèrement plus lente que pour l'échantillon C600. Cependant, les taux de biodégradation sont plutôt encourageants pour des tests réalisés en milieu marin, avec des valeurs inférieures mais néanmoins proches de la cellulose. En effet, après 180 jours d'incubation en milieu marin, le taux de biodégradation atteint 50% pour l'échantillon C17, 60% pour l'échantillon C600 et 75% pour la cellulose. Après 450 jours d'incubation, le taux de biodégradation atteint 80% pour l'échantillon C17, 90% pour l'échantillon C600 et pour la cellulose.

- Bilan : l'étude de la biodégradation des échantillons C17 et C600, utilisés pour la fabrication d'appât artificiel, a été étudiée dans un milieu solide/liquide composé d'eau de mer naturelle et de sable d'estran. Malgré une cinétique de biodégradation plutôt lente dans ce milieu, les taux de biodégradation atteignent 80% et 90% après 450 jours d'incubation, pour les échantillons C17 et C600 respectivement.

Une étude complémentaire serait de vérifier par la suite la toxicité des polymères hydrosolubles sur les organismes marins lors de leur dégradation dans l'eau de mer.

7.4.3.4 Observations sous-marines des appâts en conditions naturelles

Les vidéos sous-marines, réalisées dans le cadre du projet dans la baie de Quiberon, ont permis d'étudier le comportement des appâts artificiels en conditions réelles. Quatre échantillons ont été testés via quatre dispositifs d'acquisition vidéo, présentés sur la Figure 70, pendant 4 jours. Ils comportent une caméra vidéo et une batterie, enfermés dans un caisson étanche, et la structure est lestée pour rester au fond de l'eau. L'appât est positionné au milieu du champ de la caméra.

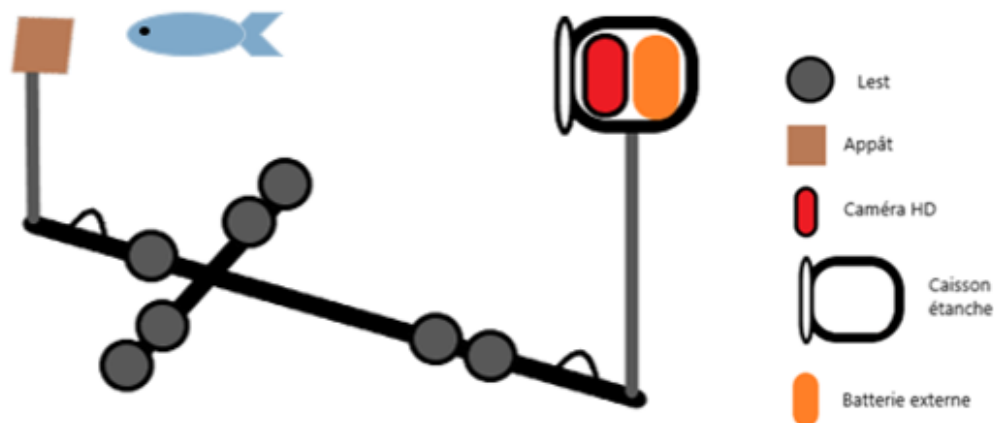


Figure 70 : dispositif d'acquisition de vidéos sous-marines

Le premier échantillon testé est de la coque pour s'assurer de la présence de l'espèce visée dans la concession. Les trois autres échantillons concernent les 3 formulations mis à point par ComposiTIC et contiennent différents polymères hydrosolubles tels que le lactips, le C17 et le C600, chargé à 30% de poudre de chair de coque. Le comportement des espèces ciblées est ensuite étudié grâce aux visionnages vidéos et analysé plus finement grâce à un algorithme, développé par l'Ifremer. L'algorithme est programmé pour détecter les formes de poissons dans une image et analyse chaque vidéo séparément puis compile les résultats de détection dans un fichier Excel. La vérification des données issues de l'algorithme ont fait l'objet d'un stage au printemps 2021, en vérifiant manuellement les résultats de détection.

D'après l'analyse des vidéos, on peut rassembler les résultats des différents visionnages et moyenner les valeurs sur les quatre jours. Le nombre de poissons ainsi que la proportion de dorade attirés sont abordés. Le temps de résidence et les comportements des poissons face aux appâts sont ensuite présentés.

■ **Nombre théorique de poissons détectés**

Le nombre théorique de poissons correspond au nombre de poisson que l'algorithme a détecté dans les vidéos et le nombre de poissons observé est calculé grâce au visionnage des vidéos. La Figure 71 compare donc le nombre de poisson détectés par l'algorithme au nombre de poissons observé après vérification en observant les vidéos. Pour la coque, la différence s'explique notamment par la présence de banc de poisson et leur détection de l'algorithme est plus difficile. Pour les trois autres échantillons analysés, l'algorithme a plutôt tendance à surévaluer le nombre de détection avec un nombre de poisson observé réel plus faible.

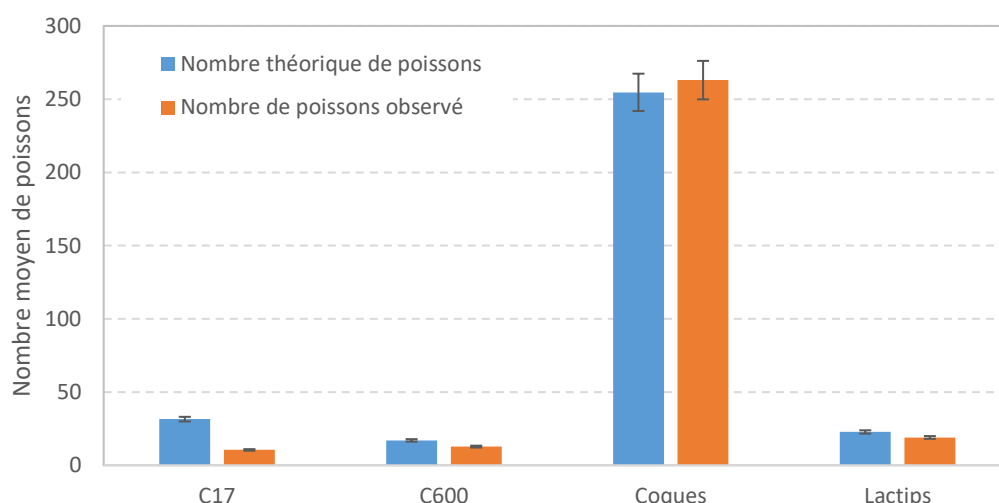


Figure 71 : Comparaison du nombre de poissons détectés via l'algorithme ou par visionnage vidéos.

Le graphe représenté sur la Figure 72a pporte le nombre de dorade total observé par rapport au nombre de poisson total. En effet, l'objectif de l'appât artificiel contenant de la poudre de chair de coque est d'attirer plus spécifiquement la dorade grise afin d'améliorer la sélectivité de l'engin de pêche.

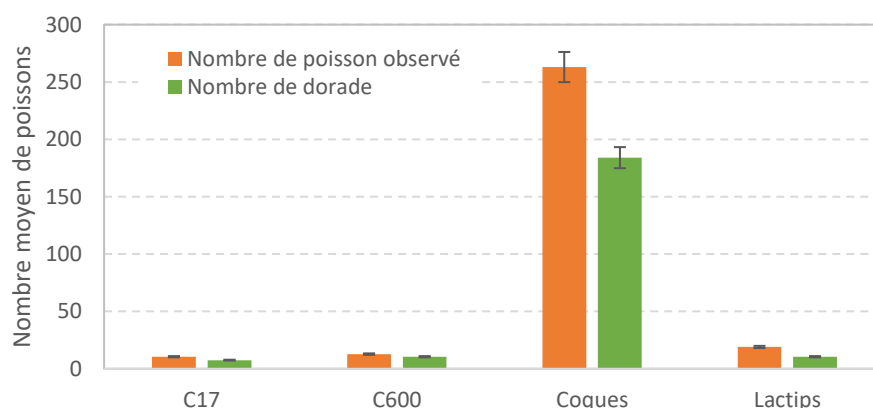


Figure 72 : Proportion de dorade attirée en fonction du type d'appât utilisé

Les résultats montrent que la dorade grise est bien le poisson majoritaire détecté sur les vidéos, et ce pour les quatre types d'appâts. La coque attire plusieurs espèces de poissons mais la dorade reste le poisson majoritaire présent sur les vidéos. Les échantillons C600 et C17 semblent attirer moins d'espèces différentes que l'échantillon Lactips.

▪ **Temps moyen de résidence**

Un autre paramètre à prendre en compte est le temps de résidence moyen de l'espèce autour de l'appât, représenté sur la Figure 73 ci-dessous :

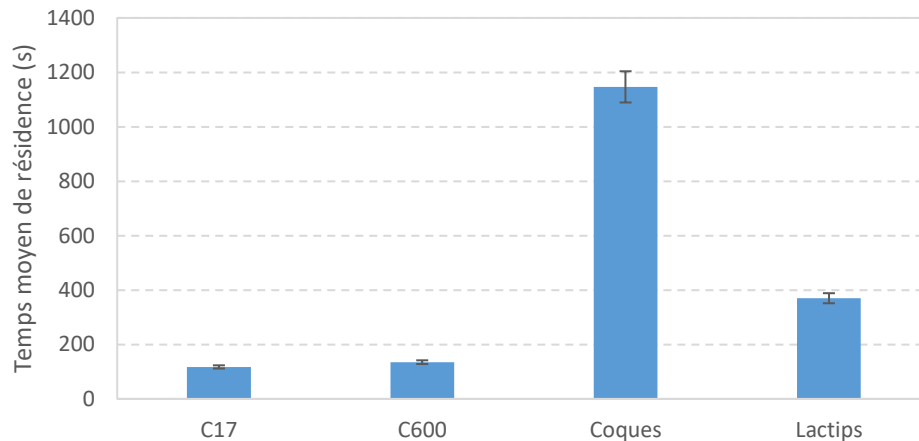


Figure 73 : temps moyen de résidence des dorades autour des différents appâts

Concernant l'appât coque, les dorades ont un temps moyen de résidence élevé (> à 1000s). Sachant que les appâts artificiels sont chargés à 30% de poudre de chair de coque pour ces expériences, on peut considérer que l'échantillon lactips entraîne un temps de résidence plus long pour les dorades, que les échantillons C17 et C600.

Le temps de résidence d'un poisson peut être corrélé à sa trajectoire et à son comportement.

▪ **Comportement alimentaire de la dorade**

Lors du visionnage des vidéos, le comportement du poisson peut être déterminé et donner des informations concernant la performance de l'appât. Dans cette étude, trois types de comportements ont été définis et les résultats sont présentés sur la Figure 74:

- Le comportement « passe » : le poisson ne fait que passer sur l'écran
- Le comportement « intérêt » : le poisson tourne autour de l'appât et s'approche
- Le comportement « mange » : le poisson qui va au contact et touche l'appât

Le comportement des dorades face à l'appât naturel est majoritairement un comportement « passe ». Les résultats montrent à partir du moment à la dorade montre un intérêt, elle s'approche pour aller au contact. En fonction de la position spatiale du poisson face à l'appât, le comportement est différent. Dès que la dorade entre dans une zone de diffusion correspondant à la couverture spatiale de l'appât, elle change de trajectoire pour se rapprocher de l'appât.

Pour les trois appâts artificiels, les profils sont relativement proches. Cependant, peu de dorades semblent déclencher un comportement « mange ». Les appâts sont maintenus dans des petits filets

blancs (de type filet de machine à laver), ce peut gêner la confirmation visuelle du poisson, et détourner alors le poisson de l'appât.

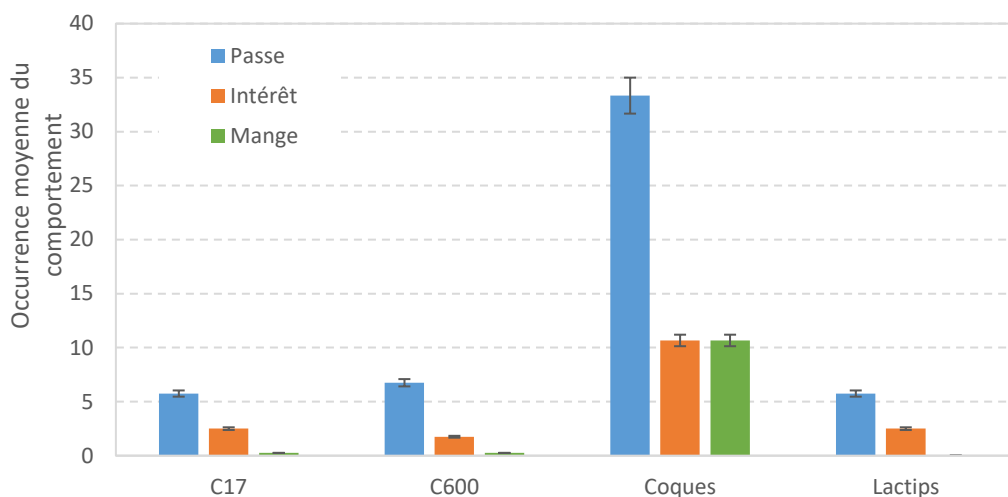


Figure 74 : Observations des différents comportements du poisson en fonction des appâts utilisés

Remarque : les appâts artificiels seront positionnés dans la nasse dont l'objectif est d'attirer le poisson à l'intérieur. Le comportement mange est donc secondaire dans notre étude. Cependant, la forme de l'appât artificiel peut également être amélioré.

▪ **Corrélation résultats expérimentaux et observations sous-marines**

Afin de corréler ces observations sous-marines avec les tests expérimentaux réalisés en laboratoire, le nombre de poissons détectés en fonction du temps d'immersion est également un paramètre important à prendre en compte. En effet, la présence de poissons en fonction du temps permet de préciser l'action des appâts dans l'eau. Certains appâts se solubilisent plus rapidement et sont donc susceptibles de libérer plus facilement l'attractant tel que la poudre de chair de coque.

La figure 42 regroupe les profils temporels des différents appâts étudiés tel que la coque et les 3 échantillons d'appâts artificiels : C600, C17 et lactips.

Les analyses vidéo concernant l'appât naturel de coque mettent en évidence une couverture temporelle très faible, inférieure à 1h, malgré une couverture spatiale importante, vu le nombre de poisson présent. Sur les 3 jours de l'étude, les tendances observées sont identiques (le pic qui apparaît après 5h en orange correspond à un banc de sardines et n'est donc pas à prendre en compte). On comprend bien ici l'intérêt de développer des appâts artificiels avec une couverture temporelle plus importante.

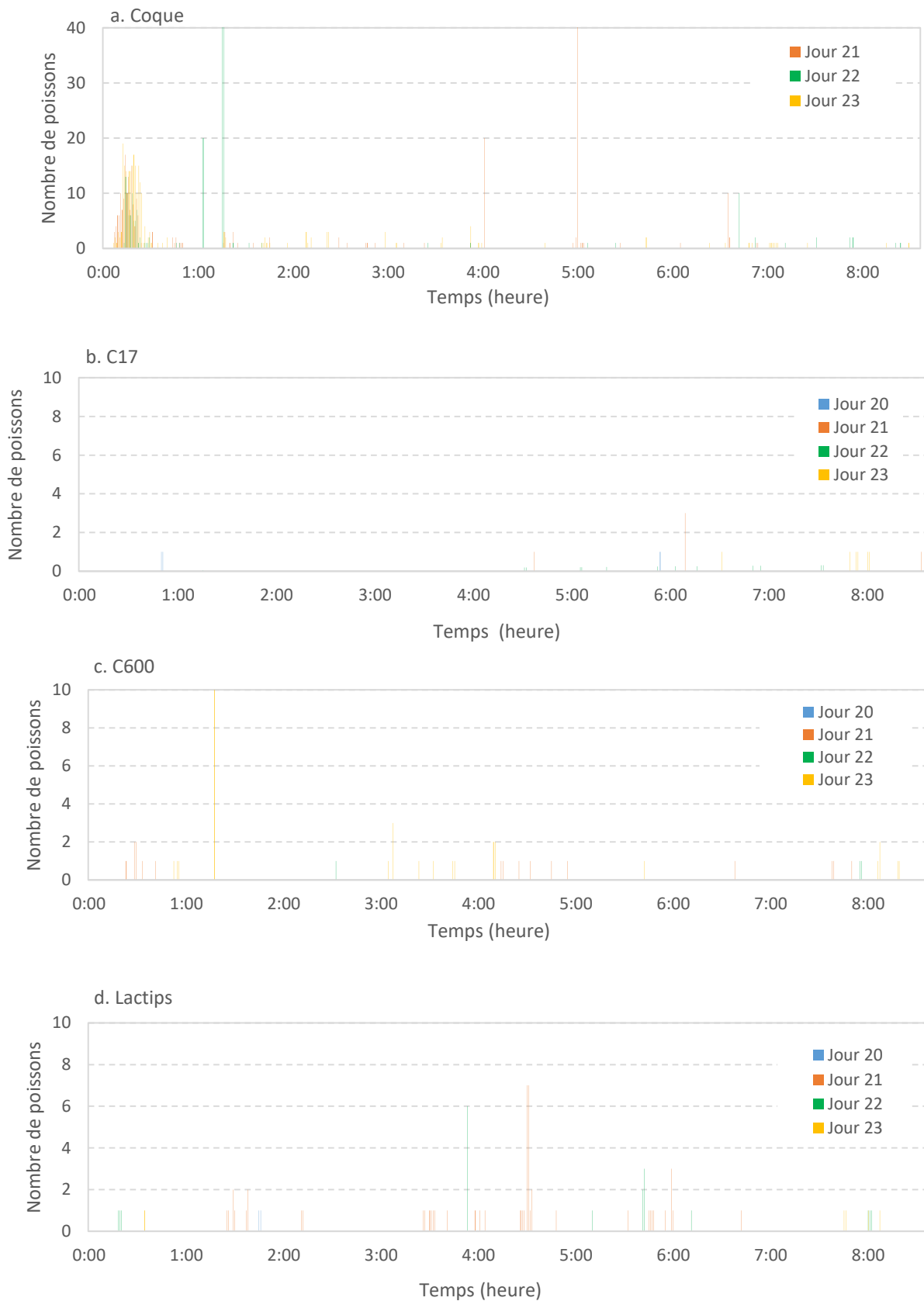


Figure 75 : nombre de poisson détecté en fonction du temps en fonction du types d'appâts utilisés : coque (a), échantillon C17 chargé (b) et échantillon C600 chargé (c).

Concernant les appâts artificiels, les résultats expérimentaux semblent en accord avec le traitement des vidéos sous-marines avec une diffusion des substances attractives progressive dans le milieu marin. Les dorades semblent être attirer après 4h30 d'immersion pour l'échantillon C17, alors que la diffusion semble débutée dès la première heure d'immersion pour les échantillons de C600 et Lactips.

Remarque : il est difficile d'aboutir à une conclusion, au vu de nombre de poissons attirés, qui reste malgré tout faible par rapport à l'appât naturel, cependant les premiers résultats sont encourageants et nécessiteraient d'être approfondis.

La performance des appâts pourrait être optimisée en augmentant par exemple le taux de poudre de coque dans les appâts, cependant un taux de charge trop élevé entrainerait des problèmes liés à la mise en œuvre. Enfin, d'une vision plus globale, la fabrication de ce type d'appât peut être généraliser pour attirer des espèces différentes et ainsi optimiser la sélectivité d'autres engins de pêche. En fonction de l'espèce visée, il est tout à fait possible de réaliser d'autres appâts artificiels à façon en changeant la charge utilisée.

7.5 Conclusion générale & perspectives

Les travaux présentés dans ce rapport concernent la dernière phase du projet BAITFISH qui étudient les impacts environnementaux liés à la nasse à poisson, en concevant un engin de pêche alternatif, résistant et biodégradable en milieu marin.

La première partie du rapport a mis en avant que la pollution des déchets plastiques, liés aux activités maritimes, a un impact non négligeable sur la faune marine. En fonction des applications visées, l'optimisation de la conception de produit intégrant le critère de fin de vie est l'un des enjeux de demain. L'étude bibliographique révèle qu'il est possible de contrôler la durée de vie de l'engin de pêche selon le type de plastiques biodégradables utilisés. Ces études confirment qu'il est possible de développer de nouveaux engins de pêche avec une bonne efficacité sur les captures.

Dans un second temps, deux formulations à partir de plastiques biodégradables ont été réalisées (dégradation rapide vs dégradation lente) puis caractérisées afin de déterminer les propriétés initiales. Le suivi de la dégradation et de la biodégradation des monofilaments ont ensuite été étudié en milieu marin. Les résultats obtenus lors du vieillissement en eau de mer naturelle pendant 15 mois révèlent que les cinétiques de dégradation dépendent des formulations et aussi des épaisseurs de monofilaments étudiés. Le taux de biodégradation atteint également 40% après 600 jours d'incubation dans un milieu contenant de l'eau de mer et du sable, maintenu à 25°C.

Les résultats obtenus suite à l'étude du vieillissement des monofilaments en conditions naturelles révèlent que les monofilaments développés dans le cadre de ce projet peuvent être bio-assimilable par les microorganismes marins (étape ultime de la biodégradation). L'une des perspectives serait d'intégrer le monofilament biodégradable à la nouvelle nasse à poissons pour essai en mer avec les marins pêcheurs. Leurs retours d'expériences permettraient d'enrichir les connaissances et d'améliorer les performances du monofilament biodégradable.

Enfin, les résultats concernant la mise en œuvre et le développement des appâts artificiels sélectifs fabriqués à partir de polymères hydrosolubles et de poudre de chair de coque ont été exposé : test préliminaire de relargage contrôlé, observations de vidéos sous-marines en conditions réelles... Concernant les appâts, cette étude préliminaire est encourageante et l'observation des vidéos sous-marines révèlent le potentiel de ces appâts artificiels et sélectifs. Il serait intéressant d'étudier d'autres couples espèce/appât pour valider le protocole.

8 Références bibliographiques

Références de la section « état de l'art »

Anon. Report of the Working Group on the Assessment of Southern Shelf Stocks of Hake, Monk, and Megrim, 30 April–6 May 2008 (ICES CM 2008/ACOM:07) P 30

Anon. Report of the working group on fish technology and fish behaviour, 21-25 April 2008 (ICES CM 2008/FCT:02)

Archdale, M. ; Anasco, C. ; Tahara, Y. (2008) - Catches of swimming crabs using fish mince in teabags compared to conventional fish baits in collapsible pots – Fisheries Research 91 PP 291-298

Ayaz, A. ; Ozekinci, U. ; Altinagac, U. ; Ozen, O. (sine data) ; An investigation on ghost of circulation fish traps used in Turkey

Cole, R. ; Alcock, N. ; Handley, S. ; Grange, K. ; Black, S. ; Cairney, D. ; Day, J. ; Ford, S. ; Jerrett, A. (2003) - ; Selective capture of blue cod *Paraperca colias* by potting : behaviour observations and effects of capture method on peri-mortem fatigue – Fisheries Research 60 PP 381-392

Cole, R. ; Alcock, N. ; Tovey, A. ; Handley, S. (2004) - Measuring efficiency and predicting optimal set durations of pots for blue cod *paraperca colias* – Fisheries Research 67 PP 163-170

Collins, M. (1997) - A comparison of three fish trap designs – Fisheries Research 9 PP 325-332

Ferro, A. ; Olsen, S. (1995) - Behaviour of fish in relation to pots. Marine Fish Behaviour PP 28-44

Furevik, D. ; Humborstad, O. ; Jorgensen, T. ; Lokkeborg, S. (2008) Floated fish pot eliminates bycatch of red king crab and maintains target catch of cod – Fisheries Research 92 PP 23-27

Furevik, D. ; Lokkeborg, S. (1994) - Fishing trials in Norway for torsk and cod using baited commercial pots – Fisheries Research, 19 PP 219-229

Hawkins, J. ; Roberts, C. ; Gell, F. ; Dytham, C. (2007) - Effects of trap fishing on reef fish communities – Aquatic Conserv : Mar. Freshw. Ecosyst 17 PP 111-132

Mathews, C.P. ; Gouda, V.R. ; Riad, W.T. ; Dashti, J. (1987) Pilot studies for the design of a long life fish trap (Gargoor) for Kuwait's fisheries *Kuwait Bull. Mar. Sci.*, 1987(9), 221-34

Morandeau, G. ; Morandeau, F. ; Duclercq, B. ; (2007) Essais de casiers à langoustines dans la fosse de Capbreton

Muro, J.L. (1974) The mode of operation of Antillean fish traps and the relationships between ingress, escapement, catch and soak. *J Cons. Int. Explor. Mer*, 35(3), 337-50

Muro, J.L. (1974) The composition and magnitude of trap catches in Jamaican waters in : *Caribbean Coral reef Fishery Resources* (ed. J.L. Munro) PP. 33-49. ICLARM studies and reviews, 7. International Center of Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines.

Parks, N.B. (1973) Results of comparative trawl and trap fishing off Oregon for sablefish (*Anaploplana fimbria*). *Mar. fish. Rev.*, 35(9), 27-30

Rose, C. ; Stoner, A. ; Matterson, K. (2005) - Use of high frequency imaging sonar to observe fish behaviour near baited fishing gears – Fisheries Research 76 PP 291-304

Sutherland, D.L., Bohnsack, J.A., Harper, D.E., Holt, C.M., Hulsbeck, M.W, Mecclellan, D.B. (1987) Preliminary report. Reef fish size and species selectivity by wire fish traps in South Florida waters. A report to the Gulf of Mexico Fishery Management Council. September 1987, US dep. Commer., NOAA. Nat Mar. Fish. Serv, Southeast Fish. Cent. Miami Lab., Coast resource Div. 86/87 -33.

Treasurer, J.W. (1998) Evaluation of the relative catching of pots for north European wrasse (Labridae)

Valdermarsen, J.W., Ferno, A.; Jahanneseen, A. (1977) Studies on the behaviour of some gadoid species in relation to traps. ICES CM 1977/B:42.

Vasquez Archdale, M. ; Anraku, K. ; Yamamoto, T. ; Higashitani, N. (2003) - Behaviour of the Japanese rock crab *Ishigani Charybdis Japonica* towards two collapsible baited pots : Evalution of capture effectiveness – Fisheries Sciences 69 PP 785-791

Références de la section « appâts »

Anders, N., Fernö, A., Humborstad, O.-B., Løkkeborg, S., Utne-Palm, A.C., 2017. Species specific behaviour and catchability of gadoid fish to floated and bottom set pots. ICES J Mar Sci 74, 769–779. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw200>

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 J. Mar. Sci. 66, 41–49. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn188>

Catchpole, T.L., Gray, T.S., 2010. Reducing discards of fish at sea: a review of European pilot projects. J. Environ. Manage. 91, 717–723. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.09.035>

Collins, K., Mallinson, J., 2012. Surveying black bream, *Spondyliosoma cantharus* (L.), nesting sites using sidescan sonar. Underw. Technol. 30, 183–188. <https://doi.org/10.3723/ut.30.183>

DeBose, J.L., Nevitt, G.A., 2008. The use of Odors at Different Spatial Scales: Comparing Birds with Fish. J. Chem. Ecol. 34, 867–881. <https://doi.org/10.1007/s10886-008-9493-4>

Dulcic, J., Lipej, L., Glamuzina, B., Bartulovic, V., 2006. Diet of *Spondyliosoma cantharus* and *Diplodus puntazzo* (Sparidae) in the Eastern Central Adriatic. Cybium 30, 115–122.

Eigaard, O.R., Bastardie, F., Breen, M., Dinesen, G.E., Hintzen, N.T., Laffargue, P., Mortensen, L.O., Nielsen, J.R., Nilsson, H.C., O'Neill, F.G., Polet, H., Reid, D.G., Sala, A., Sköld, M., Smith, C., Sørensen, T.K., Tully, O., Zengin, M., Rijnsdorp, A.D., 2016. Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. ICES J. Mar. Sci. 73, i27–i43. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv099>

Friard, O., Gamba, M., 2016. BORIS: a free, versatile open-source event-logging software for video/audio coding and live observations. Methods Ecol. Evol. 7, 1325–1330. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12584>

Furevik, D.M., Løkkeborg, S., 1994. Fishing trials in Norway for torsk (*Brosme brosme*) and cod (*Gadus morhua*) using baited commercial pots. Fish. Res. 19, 219–229. [https://doi.org/10.1016/0165-7836\(94\)90040-X](https://doi.org/10.1016/0165-7836(94)90040-X)

Grieve, C., Brady, D., Polet, H., 2014. Review of habitat dependent impacts of mobile and static fishing gears that interact with the sea bed. MSC Sci. Ser. 02, 18–88.

Hamilton, S., Baker, G.B., 2019. Technical mitigation to reduce marine mammal bycatch and entanglement in commercial fishing gear: lessons learnt and future directions. Rev. Fish Biol. Fish. 29, 223–247. <https://doi.org/10.1007/s1160-019-09550-6>

- Harvey, E.S., Cappo, M., Butler, J.J., Hall, N., Kendrick, G.A., 2007. Bait attraction affects the performance of remote underwater video stations in assessment of demersal fish community structure. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 350, 245–254.
<https://doi.org/10.3354/meps07192>
- He, P., 2007. Technical Measures to Reduce Seabed Impact of Mobile Fishing Gears, in: Kennelly, S.J. (Ed.), *By-Catch Reduction in the World's Fisheries, Reviews: Methods and Technologies in Fish Biology and Fisheries*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 141–179.
https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6078-6_6
- Kopp, D., Coupeau, Y., Vincent, B., Morandeau, F., Méhault, S., Simon, J., 2020. The low impact of fish traps on the seabed makes it an eco-friendly fishing technique. *PLOS ONE* 15, e0237819. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0237819>
- Løkkeborg, S., Bjordal, Å., Fernö, A., 1989. Responses of Cod and Haddock to Baited Hooks in the Natural Environment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46, 1478–1483.
<https://doi.org/10.1139/f89-189>
- Løkkeborg, S., Johannessen, T., 1992. The importance of chemical stimuli in bait fishing — fishing trials with presoaked bait. *Fish. Res.* 14, 21–29. [https://doi.org/10.1016/0165-7836\(92\)90070-A](https://doi.org/10.1016/0165-7836(92)90070-A)
- Lokkeborg, S., Siikavuopio, S.I., Humborstad, O.-B., Utne-Palm, A.C., Ferter, K., 2014. Towards more efficient longline fisheries: fish feeding behaviour, bait characteristics and development of alternative baits. *Rev Fish Biol Fish* 24, 985–1003.
<https://doi.org/10.1007/s11160-014-9360-z>
- Løkkeborg, S., Siikavuopio, S.I., Humborstad, O.-B., Utne-Palm, A.C., Ferter, K., 2014. Towards more efficient longline fisheries: fish feeding behaviour, bait characteristics and development of alternative baits. *Rev Fish Biol Fish.* 24, 985–1003.
<https://doi.org/10.1007/s11160-014-9360-z>
- Mackie, A.M., Grant, P.T., Shelton, R.G.J., Hepper, B.T., Walne, P.R., 1980. The relative efficiencies of natural and artificial baits for the lobster, *Homarus gammarus*: laboratory and field trials. *ICES J. Mar. Sci.* 39, 123–129. <https://doi.org/10.1093/icesjms/39.2.123>
- Mahon, R., Hunte, W., 2001. Trap mesh selectivity and the management of reef fishes. *Fish Fish* 2, 356–375. <https://doi.org/10.1046/j.1467-2960.2001.00054.x>
- Major, R., Jeffs, A., 2017. Orientation and food search behaviour of a deep sea lobster in turbulent versus laminar odour plumes. *Helgol. Mar. Res.* 71, 9.
<https://doi.org/10.1186/s10152-017-0489-8>
- Marchesan, M., Spoto, M., Verginella, L., Ferrero, E.A., 2005. Behavioural effects of artificial light on fish species of commercial interest. *Fish. Res.* 73, 171–185.
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.12.009>
- Martin, P., Bateson, P.P.G., Bateson, P., 1993. *Measuring Behaviour: An Introductory Guide*. Cambridge University Press.
- Méhault, S., Morandeau, F., Larnaud, P., Mouchel Drillot, M., 2010. Rapport final du projet ITIS (No. R.INT.STH/LBH 10-18). Ifremer.
- Misund, O.A., Kolding, J., Fréon, P., 2008. Fish Capture Devices in Industrial and Artisanal Fisheries and their Influence on Management, in: Hart, P.J.B., Reynolds, J.D. (Eds.), *Handbook of Fish Biology and Fisheries, Volume 2*. Blackwell Science Ltd, Oxford, UK, pp. 13–36. <https://doi.org/10.1002/9780470693919.ch2>
- Montgomery, J.C., McDonald, F., Baker, C.F., Carton, A.G., Ling, N., 2003. Sensory integration in the hydrodynamic world of rainbow trout. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 270, S195–S197. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2003.0052>
- Munro, J.L., Reeson, P.H., Gaut, V.C., 1971. Dynalmic factors affecting the performance of the Antillean fish trap.

- Pajuelo, J.G., Lorenzo, J.M., 1999. Life History of Black Seabream, *Spondyliosoma cantharus*, off the Canary Islands, Central-east Atlantic. *Environ. Biol. Fishes* 54, 325–336. <https://doi.org/10.1023/A:1007515301745>
- Patanasatienkul, T., Delphino, M.K.V.C., Thakur, K.K., 2020. Comparing the Effectiveness of Traditional and Alternative Baits in Prince Edward Island, Canada Lobster Fishery. *Front. Mar. Sci.* 7.
- Pita, C., Gamito, S., Erzini, K., 2002. Feeding habits of the gilthead seabream (*Sparus aurata*) from the Ria Formosa (southern Portugal) as compared to the black seabream (*Spondyliosoma cantharus*) and the annular seabream (*Diplodus annularis*). *J. Appl. Ichthyol.* 18, 81–86. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0426.2002.00336.x>
- Purves, M.G., Agnew, D.J., Moreno, G., Daw, T., Yau, C., Pilling, G., 2003. Distribution, demography, and discard mortality of crabs caught as bycatch in an experimental pot fishery for toothfish (*Dissostichus eleginoides*) in the South Atlantic. <http://aquaticcommons.org/id/eprint/15176>.
- Russel, B., Pollard, D., Carpenter, K.E., 2014. IUCN Red List of Threatened Species: *Spondyliosoma cantharus* [WWW Document]. IUCN Red List Threat. Species. URL <https://www.iucnredlist.org/en> (accessed 5.19.22).
- Schau, E.M., Ellingsen, H., Endal, A., Aanondsen, S.Aa., 2009. Energy consumption in the Norwegian fisheries. *J. Clean. Prod., The Sustainability of Seafood Production and Consumption* 17, 325–334. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.08.015>
- Slack-Smith, R.J., Nations, F. and A.O. of the U., 2001. Fishing with Traps and Pots. Food & Agriculture Org.
- Stelzenmüller, V., Gimpel, A., Haslob, H., Letschert, J., Berkenhagen, J., Brüning, S., 2021. Sustainable co-location solutions for offshore wind farms and fisheries need to account for socio-ecological trade-offs. *Sci. Total Environ.* 776, 145918. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145918>
- Stewart, J., Ferrell, D.J., 2003. Mesh selectivity in the New South Wales demersal trap fishery. *Fish. Res.* 59, 379–392. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(02\)00024-3](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(02)00024-3)
- Stoner, A.W., 2004. Effects of environmental variables on fish feeding ecology: implications for the performance of baited fishing gear and stock assessment. *J. Fish Biol.* 65, 1445–1471. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00593.x>
- Utne-Palm, A.C., 1999. The effect of prey mobility, prey contrast, turbidity and spectral composition on the reaction distance of *Gobiusculus flavescens* to its planktonic prey. *J. Fish Biol.* 54, 1244–1258. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1999.tb02052.x>
- Vabø, R., Huse, G., Fernö, A., Jørgensen, T., Løkkeborg, S., Skaret, G., 2004. Simulating search behaviour of fish towards bait. *ICES J. Mar. Sci.* 61, 1224–1232. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.06.001>
- Watson, D.L., Harvey, E.S., 2007. Behaviour of temperate and sub-tropical reef fishes towards a stationary SCUBA diver. *Mar. Freshw. Behav. Physiol.* 40, 85–103. <https://doi.org/10.1080/10236240701393263>
- Wolf, R.S., Chislett, G.R., 1974. Trap Fishing Explorations for Snapper and Related Species in the Caribbean and Adjacent Waters 49–61.
- Yates, K.L., Schoeman, D.S., Klein, C.J., 2015. Ocean zoning for conservation, fisheries and marine renewable energy: Assessing trade-offs and co-location opportunities. *J. Environ. Manage.* 152, 201–209. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.01.045>

Références de la section « impacts »

1. Fernandes PG, Cook RM. Reversal of fish stock decline in the northeast atlantic. *Curr Biol.* 2013;23: 1432–1437. doi:10.1016/j.cub.2013.06.016
2. Worm B, Hilborn R, Baum JK, Branch TA, Collie JS, Costello C, et al. Rebuilding Global Fisheries. *Science* (80-). 2009;325: 578–585. doi:10.1126/science.1173146
3. Uhlmann SS, Helmond ATM Van, Stefánsdóttir E, Sigurðardóttir S, Haralabous J, Bellido JM, et al. Discarded fish in European waters: general patterns and contrasts. *ICES J Mar Sci.* 2014;71: 1235–1245.
4. Bellido JM, Santos MB, Pennino MG, Valeiras X, Pierce GJ. Fishery discards and bycatch: Solutions for an ecosystem approach to fisheries management? *Hydrobiologia.* 2011. pp. 317–333. doi:10.1007/s10750-011-0721-5
5. Catchpole TL, Frid CLJ, Gray TS. Discards in North Sea fisheries: Causes, consequences and solutions. *Mar Policy.* 2005;29: 421–430. doi:10.1016/j.marpol.2004.07.001
6. Amoroso RO, Pitcher CR, Rijnsdorp AD, McConnaughey RA, Parma AM, Suuronen P, et al. Bottom trawl fishing footprints on the world's continental shelves. *Proc Natl Acad Sci U S A.* 2018;115: E10275–E10282. doi:10.1073/pnas.1802379115
7. Hiddink JG, Jennings S, Sciberras M, Szostek CL, Hughes KM, Ellis N, et al. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proc Natl Acad Sci.* 2017;114: 8301–8306. doi:10.1073/pnas.1618858114
8. Rice J, Arvanitidis C, Borja A, Frid C, Hiddink JG, Krause J, et al. Indicators for sea-floor integrity under the european marine strategy framework directive. *Ecol Indic.* 2012;12: 174–184. doi:10.1016/j.ecolind.2011.03.021
9. Watling L, Norse EA. Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clearcutting (in special section: effects of mobile fishing gear on marine benthos). *Conserv Biol.* 1998;12: 1180–1197.
10. Eleftheriou A, Robertson MR. The effects of experimental scallop dredging on the fauna and physical environment of a shallow sandy community. *Netherlands J Sea Res.* 1992;30: 289–299. doi:10.1016/0077-7579(92)90067-O
11. Freese L, Auster PJ, Heifetz J, Wing BL. Effects of trawling on seafloor habitat and associated invertebrate taxa in the Gulf of Alaska. *Mar Ecol Prog Ser.* 1999;182: 119–126. doi:10.3354/meps182119
12. Hiddink JG, Jennings S, Kaiser MJ, Queirós AM, Duplisea DE, Piet GJ. Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Can J Fish Aquat Sci.* 2006;63: 721–736. doi:10.1139/f05-266
13. Kaiser MJ, Collie JS, Hall SJ, Jennings S, Poiner IR. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish Fish.* 2002;3: 114–136.
14. Durrieu De Madron X, Ferré B, Le Corre G, Grenz C, Conan P, Pujo-Pay M, et al. Trawling-induced resuspension and dispersal of muddy sediments and dissolved elements in the Gulf of Lion (NW Mediterranean). *Cont Shelf Res.* 2005;25: 2387–2409. doi:10.1016/j.csr.2005.08.002
15. Puig P, Canals M, Company JB, Martín J, Amblas D, Lastras G, et al. Ploughing the deep sea floor. *Nature.* 2012;489: 286–289. doi:10.1038/nature11410
16. Eno NC, Frid CLJ, Hall K, Ramsay K, Sharp RAM, Brazier DP, et al. Assessing the sensitivity of habitats to fishing: From seabed maps to sensitivity maps. *J Fish Biol.* 2013;83: 826–846. doi:10.1111/jfb.12132
17. Grabowski JH, Bachman M, Demarest C, Eayrs S, Harris BP, Malkoski V, et al. Assessing the Vulnerability of Marine Benthos to Fishing Gear Impacts. *Reviews in Fisheries Science and Aquaculture.* 2014. pp. 142–155. doi:10.1080/10641262.2013.846292
18. Hornborg S, Jonsson P, Sköld M, Ulmestrand M, Valentinsson D, Eigaard OR, et al. New policies may call for new approaches: The case of the Swedish Norway lobster (*Nephrops norvegicus*)

- fisheries in the Kattegat and Skagerrak. *ICES J Mar Sci.* 2017;74: 134–145.
doi:10.1093/icesjms/fsw153
19. Uhlmann SS, Broadhurst MK. Mitigating unaccounted fishing mortality from gillnets and traps. *Fish Fish.* 2015;16: 183–229. doi:10.1111/faf.12049
 20. Eno NC, MacDonald DS, Kinnear JAM, Amos SC, Chapman CJ, Clark RA, et al. Effects of crustacean traps on benthic fauna. *ICES J Mar Sci.* 2001;58: 11–20. doi:10.1006/jmsc.2000.0984
 21. Coleman RA, Hoskin MG, von Carlshausen E, Davis CM. Using a no-take zone to assess the impacts of fishing: Sessile epifauna appear insensitive to environmental disturbances from commercial potting. *J Exp Mar Bio Ecol.* 2013;440: 100–107. doi:10.1016/j.jembe.2012.12.005
 22. Lewis CF, Slade SL, Maxwell KE, Matthews TR. Lobster trap impact on coral reefs: Effects of wind-driven trap movement. *New Zeal J Mar Freshw Res.* 2009;43: 271–282.
doi:10.1080/00288330909510000
 23. Coleman RA, Hoskin MG, Carlshausen E Von, Davis CM. Using a no-take zone to assess the impacts of fishing : Sessile epifauna appear insensitive to environmental disturbances from commercial potting. *J Exp Mar Bio Ecol.* 2013;440: 100–107. doi:10.1016/j.jembe.2012.12.005
 24. Shester GG, Micheli F. Conservation challenges for small-scale fisheries : Bycatch and habitat impacts of traps and gillnets. *Biol Conserv.* 2011;144: 1673–1681.
doi:10.1016/j.biocon.2011.02.023
 25. Savina E, Krag LA, Madsen N. Developing and testing a computer vision method to quantify 3D movements of bottom-set gillnets on the seabed. *ICES J Mar Sci.* 2018;75: 814–824.
doi:10.1093/icesjms/fsx194
 26. Suuronen P, Chopin F, Glass C, Løkkeborg S, Matsushita Y, Queirolo D, et al. Low impact and fuel efficient fishing-Looking beyond the horizon. *Fish Res.* 2012;119–120: 135–146.
doi:10.1016/j.fishres.2011.12.009
 27. Van der Knaap M. Physical damage to corals caused by trap-fishing on reefs of Bonaire, Netherlands Antilles. *Environ Conserv.* 1993;20: 265–267. doi:DOI:
<https://doi.org/10.1017/S0376892900023079>
 28. Demaneche S, Begot E, Gouello A, Habasque J, Merrien C, Leblond E, et al. Projet SACROIS : pour des statistiques de pêche validées/qualifiées. Application de rapprochement, vérification, contrôles de cohérence de différents flux de données de statistiques de pêche afin de produire des séries de données de débarquement par espèce. 2010; Projet SACROIS “IFREMER/DPMA”- Rapport final-Co.
 29. Vincent B, Simon J, Vacherot J, Morandeau F, Larnaud P, Kopp D, et al. Lorient flume tank. 2018.
doi:<https://doi.org/10.13155/54803>
 30. Neuswanger JR, Wipfli MS, Rosenberger AE, Hughes NF. Measuring fish and their physical habitats: Versatile 2D and 3D video techniques with user-friendly software. *Can J Fish Aquat Sci.* 2016;73: 1861–1873. doi:10.1139/cjfas-2016-0010
 31. Eigaard OR, Bastardie F, Breen M, Dinesen GE, Hintzen NT, Laffargue P, et al. Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES J Mar Sci.* 2016;73: i27–i43.
 32. Matuda K. On the mechanical characters of the sweeping trammel net. *Bull Japanese Soc Sci Fish.* 1963;29: 135–138.
 33. Matuda K, Kitahara T. On the Estimation of Catch Efficiency of Sweeping Trammel Net. *Bull Japanese Soc Sci Fish.* 1967;33: 524–530. doi:10.2331/suisan.33.1096
 34. Ovegård M, Königson S, Persson A, Lunneryd SG. Size selective capture of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in floating pots. *Fish Res.* 2011;107: 239–244. doi:10.1016/j.fishres.2010.10.023
 35. Furevik DM, Humborstad OB, Jørgensen T, Løkkeborg S. Floated fish pot eliminates bycatch of red king crab and maintains target catch of cod. *Fish Res.* 2008;92: 23–27.
doi:10.1016/j.fishres.2007.12.017

36. Al-Masroori H, Al-Oufi H, McIlwain JL, McLean E. Catches of lost fish traps (ghost fishing) from fishing grounds near Muscat, Sultanate of Oman. *Fish Res.* 2004;69: 407–414. doi:10.1016/j.fishres.2004.05.014
37. Unger A, Harrison N. Fisheries as a source of marine debris on beaches in the United Kingdom. *Mar Pollut Bull.* 2016;107: 52–58. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.04.024
38. Naranjo-Elizondo B, Cortés J. Observations of litter deposited in the deep waters of Isla del Coco National Park, Eastern Tropical Pacific. *Front Mar Sci.* 2018;5: 1–8. doi:10.3389/fmars.2018.00091
39. Breen P. A review of ghost fishing by traps and gillnets. *Proc Second Int Conf Mar Debris*, 2-7 April 1989 Honolulu, Hawaii US Dep Comer. NOM Tech Memo NHFS NOAA-TM-NMFS-SUFSC-154 1990. 1990; 2–7.
40. Erzini K, Monteiro CC, Ribeiro J, Santos MN, Gaspar M, Monteiro P, et al. An experimental study of gill net and trammel net “ghost fishing” off the Algarve (southern Portugal). *Mar Ecol Prog Ser.* 1997;158: 257–265. doi:10.3354/meps158257
41. Ayaz A, Acarli D, Altinagac U, Ozekinci U, Kara A, Ozen O. Ghost fishing by monofilament and multifilament gillnets in Izmir Bay, Turkey. *Fish Res.* 2006;79: 267–271. doi:10.1016/j.fishres.2006.03.029
42. Donohue MJ, Boland RC, Sramek CM, Antonelis GA. Derelict fishing gear in the Northwestern Hawaiian Islands: Diving surveys and debris removal in 1999 confirm threat to Coral Reef ecosystems. *Mar Pollut Bull.* 2001;42: 1301–1312. doi:10.1016/S0025-326X(01)00139-4
43. Blott AJ. A preliminary study of timed release mechanisms for lobster traps. *Mar Fish Rev.* 1978;40: 44–49.
44. Bilkovic DM, Havens KJ, Stanhope DM, Angstadt KT. Use of Fully Biodegradable Panels to Reduce Derelict Pot Threats to Marine Fauna. *Conserv Biol.* 2012;26: 957–966. doi:10.1111/j.1523-1739.2012.01939.x
45. Renchen GF, Pittman SJ, Clark R, Caldow C, Gall S, Olsen D, et al. Impact of derelict fish traps in Caribbean waters: An experimental approach. *Bull Mar Sci.* 2014;90: 551–563. doi:10.5343/bms.2012.1103
46. Renchen GF, Pittman SJ. Chapter 4: Ecological impact of derelict traps. In: R C, Pittman SJ, Battista TA, Caldow C E, editors. *Survey and impact assessment of derelict fish traps in St Thomas and St John, US Virgin Islands NOAA Technical Memorandum NOS NCCOSS 147*. Silver Spring, MD; 2012. pp. 31–47.
47. Kim S, Park S wook, Lee K. Fishing performance of environmentally friendly tubular pots made of biodegradable resin (PBS/PBAT) for catching the conger eel *Conger myriaster*. *Fish Sci.* 2014;80: 887–895. doi:10.1007/s12562-014-0785-z
48. Stelzenmüller V, Diekmann R, Bastardie F, Schulze T, Berkenhagen J, Kloppmann M, et al. Co-location of passive gear fisheries in offshore wind farms in the German EEZ of the North Sea: A first socio-economic scoping. *J Environ Manage.* 2016;183: 794–805. doi:10.1016/j.jenvman.2016.08.027
49. Yates KL, Schoeman DS, Klein CJ. Ocean zoning for conservation, fisheries and marine renewable energy: Assessing trade-offs and co-location opportunities. *J Environ Manage.* 2015;152: 201–209. doi:10.1016/j.jenvman.2015.01.045
50. Cadiou G, Boudouresque CF, Bonhomme P, Le Diréach L. The management of artisanal fishing within the marine protected area of the Port-Cros National Park (northwest Mediterranean Sea): A success story? *ICES J Mar Sci.* 2009;66: 41–49. doi:10.1093/icesjms/fsn188

Références de la section « biomatériaux »

- [1] F.J. Buchanan, Pollution by synthetic fibres, *Mar. Pollut. Bull.* 2 (1971) 23.
[https://doi.org/10.1016/0025-326X\(71\)90136-6](https://doi.org/10.1016/0025-326X(71)90136-6).
- [2] E.J. Carpenter, K.L. Smith, Plastics on the Sargasso Sea Surface, *Science*. 175 (1972) 1240–1241. <https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240>.
- [3] C.J. Moore, S.L. Moore, M.K. Leecaster, S.B. Weisberg, A Comparison of Plastic and Plankton in the North Pacific Central Gyre, *Mar. Pollut. Bull.* 42 (2001) 1297–1300.
[https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00114-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00114-X).
- [4] A.L. Bond, J.F. Provencher, P.-Y. Daoust, Z.N. Lucas, Plastic ingestion by fulmars and shearwaters at Sable Island, Nova Scotia, Canada, *Mar. Pollut. Bull.* (n.d.).
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.08.010>.
- [5] A.L. Andrady, Microplastics in the marine environment, *Mar. Pollut. Bull.* 62 (2011) 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>.
- [6] D.K.A. Barnes, Biodiversity: Invasions by marine life on plastic debris, *Nature*. 416 (2002) 808–809. <https://doi.org/10.1038/416808a>.
- [7] L.M. Rios, C. Moore, P.R. Jones, Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment, *Mar. Pollut. Bull.* 54 (2007) 1230–1237.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.03.022>.
- [8] L.N. Vandenberg, R. Hauser, M. Marcus, N. Olea, W.V. Welshons, Human exposure to bisphenol A (BPA), *Reprod. Toxicol.* 24 (2007) 139–177.
<https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2007.07.010>.
- [9] Y. Ogata, H. Takada, K. Mizukawa, H. Hirai, S. Iwasa, S. Endo, Y. Mato, M. Saha, K. Okuda, A. Nakashima, M. Murakami, N. Zurcher, R. Booyatumanondo, M.P. Zakaria, L.Q. Dung, M. Gordon, C. Miguez, S. Suzuki, C. Moore, H.K. Karapanagioti, S. Weerts, T. McClurg, E. Burres, W. Smith, M.V. Velkenburg, J.S. Lang, R.C. Lang, D. Laursen, B. Danner, N. Stewardson, R.C. Thompson, International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs, *Mar. Pollut. Bull.* 58 (2009) 1437–1446.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.014>.
- [10] C.M. Boerger, G.L. Lattin, S.L. Moore, C.J. Moore, Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre, *Mar. Pollut. Bull.* 60 (2010) 2275–2278.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.08.007>.
- [11] J.A. Ivar do Sul, M.F. Costa, The present and future of microplastic pollution in the marine environment, *Environ. Pollut.* 185 (2014) 352–364.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.036>.
- [12] J. Mouat, R. Lopez Lozano, B. Hannah, *Economic Impacts of Marine Litter*, 2010.
- [13] S.L. Wright, R.C. Thompson, T.S. Galloway, The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review, *Environ. Pollut.* 178 (2013) 483–492.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>.
- [14] D.W. Laist, Impacts of Marine Debris: Entanglement of Marine Life in Marine Debris Including a Comprehensive List of Species with Entanglement and Ingestion Records, in: J.M. Coe, D.B. Rogers (Eds.), *Mar. Debris Sources Impacts Solut.*, Springer, New York, NY, 1997: pp. 99–139. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-8486-1_10.
- [15] O. Setälä, V. Fleming-Lehtinen, M. Lehtiniemi, Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web, *Environ. Pollut.* 185 (2014) 77–83.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.013>.
- [16] X. Bodiguel, V. Loizeau, A.-M. Le Guellec, F. Roupsard, X. Philippon, C. Mellon-Duval, Influence of sex, maturity and reproduction on PCB and p,p'DDE concentrations and repartitions in the European hake (*Merluccius merluccius*, L.) from the Gulf of Lions (N.W. Mediterranean), *Sci. Total Environ.* 408 (2009) 304–311.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.004>.

- [17] M. Cole, P. Lindeque, E. Fileman, C. Halsband, R. Goodhead, J. Moger, T.S. Galloway, Microplastic Ingestion by Zooplankton, *Environ. Sci. Technol.* 47 (2013) 6646–6655. <https://doi.org/10.1021/es400663f>.
- [18] L. Van Cauwenberghe, C.R. Janssen, Microplastics in bivalves cultured for human consumption, *Environ. Pollut.* 193 (2014) 65–70. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010>.
- [19] N. von Moos, P. Burkhardt-Holm, A. Köhler, Uptake and Effects of Microplastics on Cells and Tissue of the Blue Mussel *Mytilus edulis* L. after an Experimental Exposure, *Environ. Sci. Technol.* 46 (2012) 11327–11335. <https://doi.org/10.1021/es302332w>.
- [20] L.A. Holmes, A. Turner, R.C. Thompson, Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment, *Environ. Pollut.* 160 (2012) 42–48. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.08.052>.
- [21] C. Boucher, M. Morin, L.I. Bendell, The influence of cosmetic microbeads on the sorptive behavior of cadmium and lead within intertidal sediments: A laboratory study, *Reg. Stud. Mar. Sci.* 3 (2016) 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2015.11.009>.
- [22] D. Brennecke, B. Duarte, F. Paiva, I. Caçador, J. Canning-Clode, Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment, *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 178 (2016) 189–195. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.003>.
- [23] M.C. Fossi, D. Coppola, M. Baini, M. Giannetti, C. Guerranti, L. Marsili, C. Panti, E. de Sabata, S. Clò, Large filter feeding marine organisms as indicators of microplastic in the pelagic environment: The case studies of the Mediterranean basking shark (*Cetorhinus maximus*) and fin whale (*Balaenoptera physalus*), *Mar. Environ. Res.* 100 (2014) 17–24. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.02.002>.
- [24] A. Bakir, S.J. Rowland, R.C. Thompson, Competitive sorption of persistent organic pollutants onto microplastics in the marine environment, *Mar. Pollut. Bull.* 64 (2012) 2782–2789. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.09.010>.
- [25] J. Lee, S. Hong, Y.K. Song, S.H. Hong, Y.C. Jang, M. Jang, N.W. Heo, G.M. Han, M.J. Lee, D. Kang, W.J. Shim, Relationships among the abundances of plastic debris in different size classes on beaches in South Korea, *Mar. Pollut. Bull.* 77 (2013) 349–354. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.08.013>.
- [26] E. Nakashima, A. Isobe, S. Kako, T. Itai, S. Takahashi, X. Guo, The potential of oceanic transport and onshore leaching of additive-derived lead by marine macro-plastic debris, *Mar. Pollut. Bull.* 107 (2016) 333–339. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.038>.
- [27] C.G. Avio, S. Gorbi, F. Regoli, Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat, *Mar. Environ. Res.* 128 (2017) 2–11. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.05.012>.
- [28] E.R. Zettler, T.J. Mincer, L.A. Amaral-Zettler, Life in the “Plastisphere”: Microbial Communities on Plastic Marine Debris, *Environ. Sci. Technol.* 47 (2013) 7137–7146. <https://doi.org/10.1021/es401288x>.
- [29] H. Bouwman, S.W. Evans, N. Cole, N.S. Choong Kwet Yive, H. Kylin, The flip-or-flop boutique: Marine debris on the shores of St Brandon’s rock, an isolated tropical atoll in the Indian Ocean, *Mar. Environ. Res.* 114 (2016) 58–64. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.12.013>.
- [30] M. Cole, P. Lindeque, C. Halsband, T.S. Galloway, Microplastics as contaminants in the marine environment: A review, *Mar. Pollut. Bull.* 62 (2011) 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>.
- [31] F. Faure, V. Gagnaux, H. Baecher, V. Neuhaus, L. De Alencastro, Bulletin de l’ARPEA - Microplastiques sur les plages et la surfaces du Léman, 49 (2013) 15–18.

- [32] M. Zbyszewski, P.L. Corcoran, A. Hockin, Comparison of the distribution and degradation of plastic debris along shorelines of the Great Lakes, North America, *J. Gt. Lakes Res.* 40 (2014) 288–299. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.02.012>.
- [33] M. Bergmann, M. Klages, Increase of litter at the Arctic deep-sea observatory Hausgarten, *Mar. Pollut. Bull.* (2012). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.09.018>.
- [34] D.K.A. Barnes, A. Walters, L. Gonçalves, Macroplastics at sea around Antarctica, *Mar. Environ. Res.* 70 (2010) 250–252. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.05.006>.
- [35] K. Kasuya, K. Takagi, S. Ishiwatari, Y. Yoshida, Y. Doi, Biodegradabilities of various aliphatic polyesters in natural waters, *Polym. Degrad. Stab.* 59 (1998) 327–332. [https://doi.org/10.1016/S0141-3910\(97\)00155-9](https://doi.org/10.1016/S0141-3910(97)00155-9).
- [36] H.-S. Kim, H.-S. Yang, H.-J. Kim, Biodegradability and mechanical properties of agro-flour-filled polybutylene succinate biocomposites, *J. Appl. Polym. Sci.* 97 (2005) 1513–1521. <https://doi.org/10.1002/app.21905>.
- [37] N. Sridewi, K. Bhubalan, K. Sudesh, Degradation of commercially important polyhydroxyalkanoates in tropical mangrove ecosystem, *Polym. Degrad. Stab.* 91 (2006) 2931–2940. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2006.08.027>.
- [38] S.H. Imam, S.H. Gordon, R.L. Shogren, T.R. Tosteson, N.S. Govind, R.V. Greene, Degradation of Starch–Poly(β -Hydroxybutyrate-Co- β -Hydroxyvalerate) Bioplastic in Tropical Coastal Waters, *Appl. Environ. Microbiol.* 65 (1999) 431–437.
- [39] T.G. Volova, A.N. Boyandin, A.D. Vasiliev, V.A. Karpov, S.V. Prudnikova, O.V. Mishukova, U.A. Boyarskikh, M.L. Filipenko, V.P. Rudnev, B. Bá Xuân, V. Việt Dũng, I.I. Gitelson, Biodegradation of polyhydroxyalkanoates (PHAs) in tropical coastal waters and identification of PHA-degrading bacteria, *Polym. Degrad. Stab.* 95 (2010) 2350–2359. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2010.08.023>.
- [40] H. Tsuji, K. Suzuyoshi, Environmental degradation of biodegradable polyesters 1. Poly(ϵ -caprolactone), poly[(R)-3-hydroxybutyrate], and poly(L-lactide) films in controlled static seawater, *Polym. Degrad. Stab.* 75 (2002) 347–355. [https://doi.org/10.1016/S0141-3910\(01\)00240-3](https://doi.org/10.1016/S0141-3910(01)00240-3).
- [41] H. Tsuji, K. Suzuyoshi, Environmental degradation of biodegradable polyesters 2. Poly(ϵ -caprolactone), poly[(R)-3-hydroxybutyrate], and poly(L-lactide) films in natural dynamic seawater, *Polym. Degrad. Stab.* 75 (2002) 357–365. [https://doi.org/10.1016/S0141-3910\(01\)00239-7](https://doi.org/10.1016/S0141-3910(01)00239-7).
- [42] A. Le Duigou, P. Davies, C. Baley, Seawater ageing of flax/poly(lactic acid) biocomposites, *Polym. Degrad. Stab.* 94 (2009) 1151–1162. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2009.03.025>.
- [43] A. Nakayama, N. Yamano, N. Kawasaki, Biodegradation in seawater of aliphatic polyesters, *Polym. Degrad. Stab.* 166 (2019) 290–299. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2019.06.006>.
- [44] D. Huang, Z.-D. Hu, Y. Ding, Z.-C. Zhen, B. Lu, J.-H. Ji, G.-X. Wang, Seawater degradable PVA/PCL blends with water-soluble polyvinyl alcohol as degradation accelerator, *Polym. Degrad. Stab.* 163 (2019) 195–205. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2019.03.011>.
- [45] H. Sashiwa, R. Fukuda, T. Okura, S. Sato, A. Nakayama, Microbial Degradation Behavior in Seawater of Polyester Blends Containing Poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyhexanoate) (PHBHHx), *Mar. Drugs*. 16 (2018) 34. <https://doi.org/10.3390/md16010034>.
- [46] S. Kim, S. Park, K. Lee, Fishing Performance of an Octopus minor Net Pot Made of Biodegradable Twines, *Turk. J. Fish. Aquat. Sci.* 14 (2014) 21–30.

- [47] S. Kim, S. Park, K. Lee, Fishing performance of environmentally friendly tubular pots made of biodegradable resin (PBS/PBAT) for catching the conger eel *Conger myriaster*, *Fish. Sci.* 80 (2014) 887–895. <https://doi.org/10.1007/s12562-014-0785-z>.
- [48] B.-S. Bae, H.-C. An, E.-C. Jeong, H.-H. Park, S.-W. Park, C.-D. Park, Fishing power estimation of biodegradable traps in the East Sea, *J. Korean Soc. Fish. Ocean Technol.* 46 (2010) 292–301. <https://doi.org/10.3796/KSFT.2010.46.4.292>.
- [49] D.M. Bilkovic, K.J. Havens, D.M. Stanhope, K.T. Angstadt, Use of Fully Biodegradable Panels to Reduce Derelict Pot Threats to Marine Fauna, *Conserv. Biol.* 26 (2012) 957–966. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01939.x>.
- [50] Winger, Evaluating potential biodegradable twines for use in the snow crab fishery off Newfoundland and Labrador, *Fish. Res.* 161 (2015) 21–23. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.06.007>.
- [51] POMPONS MICRO 7 MM - AUTAIN PECHE | Terres & Eaux, (n.d.). <https://www.terreseteaux.fr/pompons-micro-7-mm.html> (accessed April 23, 2021).
- [52] Pâte d’eschage coup mystic kit mystic rouge jaune - Appâts artificiels, Pac. Pêche. (n.d.). <https://www.pacificpeche.com/c/coup/appats-amorces/appats-artificiels/p/pate-d-eschage-coup-mystic-kit-mystic-rouge-jaune/88596-1.html> (accessed April 23, 2021).
- [53] ROK Fishing Performance, (n.d.). <https://www.rokfishing.com/> (accessed April 23, 2021).
- [54] M. Kedzierski, M. D’Almeida, A. Magueresse, A. Le Grand, H. Duval, G. César, O. Sire, S. Bruzard, V. Le Tilly, Threat of plastic ageing in marine environment. Adsorption/desorption of micropollutants, *Mar. Pollut. Bull.* 127 (2018) 684–694. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.059>.
- [55] M. Deroiné, A. Le Duigou, Y.-M. Corre, P.-Y. Le Gac, P. Davies, G. César, S. Bruzard, Seawater accelerated ageing of poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate), *Polym. Degrad. Stab.* 105 (2014) 237–247. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2014.04.026>.
- [56] K. Sudesh, H. Abe, Practical Guide to Microbial Polyhydroxyalkanoates, iSmithers Rapra Publishing, 2010.
- [57] M. Deroiné, G. César, A. Duigou, P. Davies, S. Bruzard, Natural Degradation and Biodegradation of Poly(3-Hydroxybutyrate-co-3-Hydroxyvalerate) in Liquid and Solid Marine Environments, *J. Polym. Environ.* 4 (2015) 493–505. <https://doi.org/10.1007/s10924-015-0736-5>.
- [58] M. Hakkarainen, Aliphatic Polyesters: Abiotic and Biotic Degradation and Degradation Products, in: *Degradable Aliphatic Polyest.*, Springer Berlin Heidelberg, 2002: pp. 113–138. http://link.springer.com/chapter/10.1007/3-540-45734-8_4 (accessed April 28, 2014).
- [59] M. Deroiné, Étude du vieillissement de biopolymères en milieu marin, phdthesis, Université de Bretagne Sud, 2014. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01193329> (accessed March 30, 2021).

9 Annexes

9.1 Compte rendu du voyage d'étude à Bergen (Norvège) sur les nasses à poisson

Par Sonia Méhault et Fabien Morandeau, mai 2018.

9.1.1 Visite de l'IMR et échanges avec l'équipe de technologistes

Les équipes de technologistes de l'Ifremer et de l'IMR ont présenté rapidement leur institut et leurs principales missions. L'équipe de technologistes de l'IMR de Bergen est composée de 16 agents répartis en 3 thèmes : le chalut et la senne danoise (sélectivité et impacts sur les habitats), les senneurs pélagiques (prises accessoires, mortalité accidentelle, qualité des captures, sliping) et les engins passifs (palangres, nasses, filets, pêche fantôme). Nous avons rencontré les agents qui travaillent sur ce dernier thème (Svein Lokkeborg [chef d'équipe], Odd-Borre Humborstad, Anne Christinne Utne-Palm et Terj Joid).



Fig. 1. IMR de Bergen



Fig. 2. Lieu de stockage du matériel océanographique de l'IMR de Bergen

Après avoir présenté les missions du laboratoire de biologie et technologie halieutique de l'Ifremer de Lorient et nos principaux axes de recherche, nous avons exposé nos expériences sur les nasses à poisson réalisées dans le cadre de projets antérieurs, principalement ITIS et ORCASAV. Ces travaux avaient pour but de comparer la capturabilité de plusieurs modèles de nasses dans le Golfe de Gascogne (ITIS) et en Antarctique (Orcasav). Il en ressort que ces engins sont efficaces pour pêcher la légine en Antarctique, mais dans le Golfe de Gascogne les captures sont essentiellement composées de tacaud (*Trisopterus luscus*) et de congre (*Conger conger*). Ces deux espèces présentant une faible valeur économique, nous proposons maintenant d'étudier la technique de la nasse à poisson pour cibler et capturer des espèces d'intérêt commercial dans le Golfe de Gascogne, telles que le rouget barbet ou le griset. Il s'agit du projet Baitfish qui a motivé ce voyage d'étude auprès de l'équipe norvégienne. Il avait pour objectif de s'inspirer et de bénéficier la longue expérience des chercheurs norvégiens sur la technique de la nasse à morue. Nous avons exposé la démarche scientifique que nous envisageons dans le cadre de Baitfish. Celle-ci consiste à (1) enquêter auprès des professionnels et plaisanciers pour recenser les pratiques individuelles de nasses à poisson et les connaissances relatives aux appâts et attractants artificiels, (2) observer par vidéo sous-marine le comportement des espèces cibles face à un attractant en fonction de son

environnement (ex : courant, heure de la journée), (2) concevoir une nasse « step-by-step »³, (4) évaluer l'impact des engins sur le fond et (5) étudier et réduire le phénomène de pêche fantôme. Nos collègues norvégiens ont été particulièrement sensibles à la démarche « step-by-step » que nous proposons. Leurs expériences montrent en effet que malgré le fait que la morue soit attirée par l'engin et/ou l'appât, le taux de capture est faible (11%). Notre démarche semble alors très pertinente pour identifier, sur la base de l'observation du comportement du poisson, quel élément de l'engin réduit la probabilité de pénétration du poisson dans le piège. Répondre à cette question serait un point fort du projet Baitfish. Les suggestions de nos collègues quant à la méthodologie que nous proposons ont essentiellement porté sur la vidéo relative à l'observation du comportement du poisson face à l'attractant. Ils nous suggèrent de poser une caméra à la verticale pour avoir une meilleure vision à 360° et faciliter le traitement des images. Cette option est cependant limitée par l'angle de la caméra et la longueur de la perche qui pourrait être envisagée sur le banc d'essai. Anne Christine nous suggère aussi d'approfondir la biblio sur les caméras appâtées qui pourrait nous donner des idées (BRUV : Baited Removed Underwater Video, 360° video).

L'équipe IMR a aussi présenté ses différents projets sur les nasses à poisson qui ont essentiellement consisté à comparer des modèles de nasses (1 vs 2 goulottes) et leur mise en œuvre (flottées ou lestées). Leurs conclusions montrent que les nasses à 1 goulotte sont plus pêchantes, que les nasses décollées s'orientent mieux dans le courant et par conséquent pêchent plus de poissons et moins de crustacés. Cependant, elles ne doivent pas être trop décollées car le poisson, tel que la morue par exemple, est attiré par l'appât en suivant un chemin près du fond, tout comme il le fait lorsqu'il cherche ses proies. Si la nasse est trop haute, il risque de ne pas trouver l'entrée du piège. L'IMR a ensuite exploré l'effet des attractants lumineux sur les captures de morue à la nasse. Des tentatives ont déjà été réalisées en Islande en 2010 et en Suède en 2014. Les travaux des norvégiens montrent que l'intensité de la lumière a un effet plus important que sa couleur, même si le bleu et le vert semblent plus attractifs que la lumière blanche. Leur expérimentation (en cours de publication) a consisté à comparer les captures d'une nasse appâtée avec de l'encornet avec celle appâtée avec de l'encornet et de la « lumière à thon » et une autre avec de l'encornet et un « spot plongeur » (800LM Brimyte). C'est cette dernière configuration qui a montré des captures de morue significativement plus élevées. Ce résultat s'explique par l'attraction du krill par la lumière, qui lui-même attire la morue. Le krill ayant des mouvements limités, ce phénomène n'est observé que sur des fonds où le courant est faible ou nul. La transposition de ces résultats à notre projet Baitfish demanderait à explorer les moyens d'attirer les organismes dominants du régime alimentaire du rouget barbet et du griset, tels que les polychètes ou les mysidae.

L'équipe Norvégienne a observé une grande variabilité inter-annuelle des captures de morue à la nasse (selon les chercheurs de l'IMR, cette grande variabilité serait à l'origine du faible niveau d'utilisation de la nasse par les pêcheurs norvégiens). Elle initie maintenant un nouveau projet consistant à comparer les captures de morue sur des secteurs différents pour expliquer ces variations. Les expérimentations auront lieu à bord de navires professionnels qui rapporteront les captures et les conditions environnementales associées.

L'IMR a fait des tests d'appâts *in situ*. Pour cela ils ont utilisé une pompe reliée à une réserve de différents appâts qui les envoie au fond grâce à un tuyau équipé d'une caméra. L'IMR n'a pas trouvé ce système très satisfaisant pour deux raisons : (1) durée nécessaire sur place pour mener l'expérimentation trop longue

³ La démarche « *step by step* » consiste à tester l'approche du poisson autour d'un attractant, puis d'y associer une structure vide, puis recouvrir celle-ci d'un filet, puis d'y ajouter une goulotte afin de concevoir progressivement un piège adapté au comportement des espèces ciblées.

et (2) aucune certitude quant à l'appât qui a réellement attiré le poisson si les différents appâts sont envoyés les uns juste après les autres.

L'IMR a étudié la pêche fantôme et les matériaux biodégradables sur les nasses et casiers. La perte de casiers dans la pêcherie langoustinière peut atteindre 8 à 10% des engins. Les chercheurs de l'IMR ont testé des fils de coton qui permettent l'ouverture du casier après un certain temps d'immersion. Leur méthodologie consistait à immerger plusieurs fils en même temps et ressortir un échantillon tous les mois pendant 8 mois. Ils ont effectué un test de résistance pour déterminer la durée au terme de laquelle la robustesse du fil n'est plus fiable. Ils ont aussi testé des fenêtres d'échappement en « plastique » biodégradable conçues par une société américaine (mobjackbp.org, wade.black.wood@mobjackbo.org). Suite à ces travaux, la réglementation norvégienne a imposé l'utilisation d'un coton biodégradable sur chaque casier (2018). Les pêcheurs norvégiens semblent habitués à une réglementation assez « contraignante » (l'obligation de débarquement est instaurée en Norvège depuis de nombreuses années) et sont généralement favorables aux mesures qui permettent la préservation de la ressource et des habitats.

La nasse à poisson, ou la nasse dite « norvégienne », ciblant la morue (ou le brosme) est en fait peu rependue sur le littoral norvégien du fait de ses faibles rendements. Par contre, le métier de la nasse ciblant les labridae est pratiqué par un plus grand nombre de navires. Les labres capturés vivants sont revendus aux fermes aquacoles de saumon comme « poisson nettoyeur » pour maintenir l'équilibre des cages. La pratique de ce métier commence en juillet, après la période de ponte de l'espece.

Points divers abordés :

- Utilisation de nasses à poisson près des fermes aquacoles de saumon pour cibler le lieu noir dans la région des Lofoten.
- Il semblerait que les agents du SINTEF soient en train d'étudier la possibilité de concevoir une nasse (ou casier) entièrement biodégradable. Pour cela, ils travailleraient avec la compagnie coréenne Samsung. Information à valider.
- Des lumières clignotantes ont été utilisées pour attirer le merlu
- La pratique de la nasse à poisson ou casier ne pose pas de problème en termes de conflit de métier car les arts trainants ne sont pas autorisés dans les 6 miles. Il y a peu de pêcheurs artisanaux dans la région de Bergen, pas de conflit d'espace.

9.1.2 Embarquement sur navire professionnel : nasse à poisson et casier à langoustine

Nous avons embarqué le 30 mai à bord du *Vikingfjord*, navire professionnel polyvalent d'une quinzaine de mètres. Ce navire peut pratiquer la bolinche, la nasse à poisson, le casier à crustacé (langoustine), la palangre et le filet. Lors de notre embarquement nous avons assisté au virage/ filage de 40 nasses à poisson et de 50 casiers à langoustine.

Les nasses à poisson : Il s'agit de nasses à poissons norvégiennes standard (pliantes à 2 chambres et 2 goulottes). Elles sont immergées entre 200 et 400m de profondeur. Elles sont appâtées avec du maquereau frais découpé en gros morceau. Le maquereau est placé dans des pots de plastique percés, type « pot de miel ». Un pot par nasse est clippé dans la chambre inférieure de la nasse. Les goulottes sont en maillage souple, positionnée face à face (bien que les recherches de l'IMR indiquent que les engins à une goulotte sont préférables aux engins à deux goulottes) et leur extrémité, maintenue par 3 fils, est de forme triangulaire (adaptée à la forme et taille du poisson ciblé) (fig.3). Les nasses sont immergées 24 heures et l'appât est changé à chaque remontée. Les captures étaient exclusivement composées de brosmes. Le poisson est saigné aussitôt qu'il est sorti de l'engin. Une soixantaine de kilo de brosmes ont été

capturés au cours de cette marée, ce que le patron considère comme un résultat insatisfaisant. Une marée moyenne atteindrait 150kg (le patron a accepté de pratiquer la nasse pour nous alors que la saison du poisson est terminée).

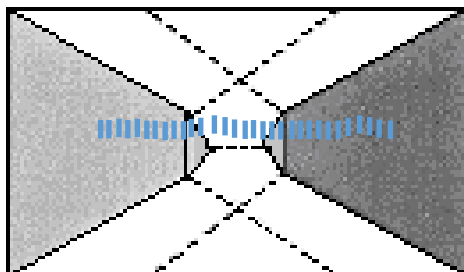


Fig. 3 : Nasse à poisson vue de dessus. Goulottes symétrique, maintenue par trois fils pour leur donner une forme triangulaire. La fermeture éclair est positionnée sur le dessus de l'engin (traits bleus).

Les casiers à langoustine : Il s'agit de casiers pliants, comme de petites nasses norvégiennes, à deux chambres et deux goulottes. Ils sont immergés entre 150 et 200 de profondeur. Ils sont aussi appâtés avec du maquereau frais découpé en gros morceau, sinon, avec des têtes de brosse pêchées juste auparavant. Les casiers ont pêché une moyenne de 4 langoustines par engin (individus de 200 à 600 grammes chacun). La longueur moyenne des individus capturés était de 20 à 25cm. La plupart des langoustines étaient présentes dans la chambre supérieure. La patte d'oie qui relie la nasse à l'avançon est en tresse coulée pour ne pas obstruer la goulotte. L'avançon lui est en tresse flottée pour limiter les croches avec le fond (figure 4).

Virage et filage : manœuvre est identique pour la nasse à poisson et le casier à langoustine. La bouée et l'orin sont crochés depuis le pont du bateau à l'aide d'une gaffe. L'orin passe dans le vire engin, puis la ligne mère. La ligne mère et les avançons passent ensuite dans une gouttière (tube, figures 9 et 10) qui permet de stocker la ligne mère à l'arrière du navire et de recliper les avançons sur les nasses appâtées, prêtes à être ré-immersées. Les nasses ou casiers sont vidés posées à plat, sur une surface plane à hauteur de table. La fermeture des engins est positionnée sur leur face supérieure pour faciliter leur manipulation (figure 3 et 14).



Fig. 7 : Commandes manœuvres de virage

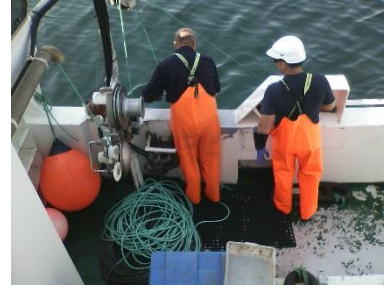


Fig. 8 : Hommes au virage



Fig. 9 : Parcours ligne-mère dans la goulotte



Fig. 10 : Stockage de ligne-mère



Fig. 11 : Virage de la nasse



Fig. 12 : Transport de la nasse vers la table de vidage



Fig. 13 : Brosme capturé



Fig. 14 : traitement du poisson assommé puis vidé



Fig. 15 : Appât maquereau bac d'eau pour laver le pot à appât



Fig. 16 : Filage par le côté



Fig. 18 : Casier pliant à langoustine



Fig. 20 : Nasse à labridé



Fig. 22 : Trappe d'échappement biodégradable

Fig. 15 : Le pot à appât (3 à 4 morceaux de maquereau)



Fig. 17 : Filage par l'arrière



Fig. 19 : autre modèle de casier à langoustine



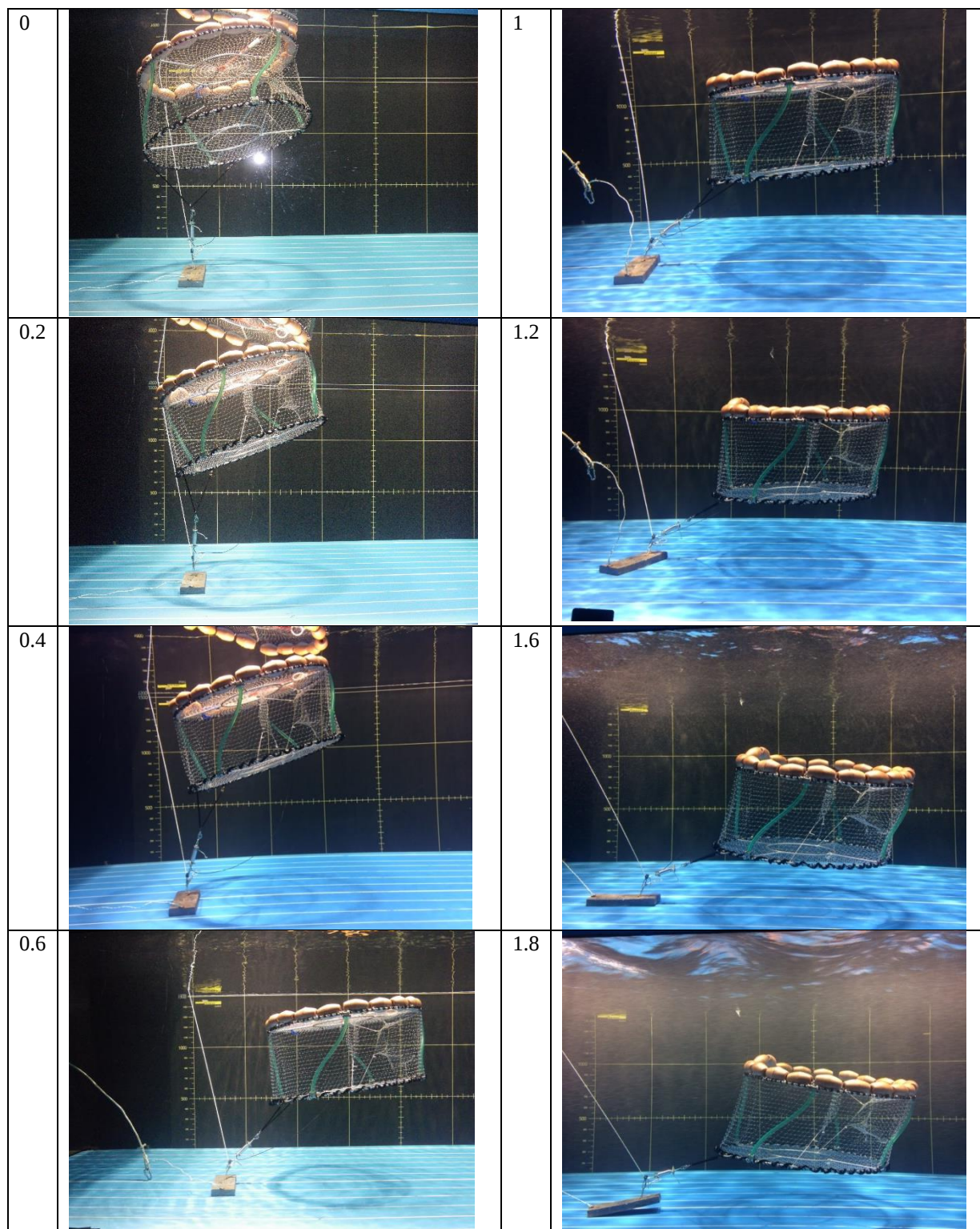
Fig. 21 : paradière de la nasse à labridé

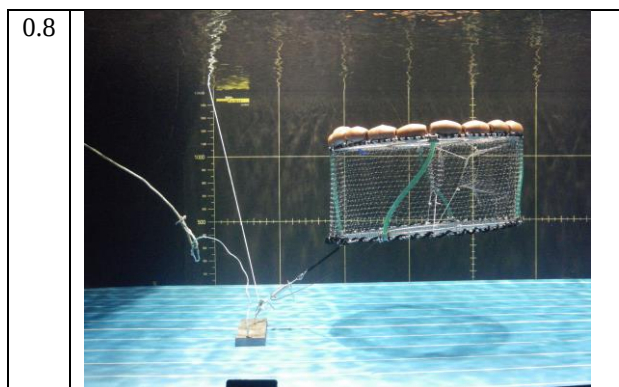


Fig. 22 : fil coton biodégradable

9.2 Mesures physiques des prototypes de nasses enregistrées au bassin d'essais

9.2.1 Petite nasse, montants plastiques PP2 (lest : 25kg)



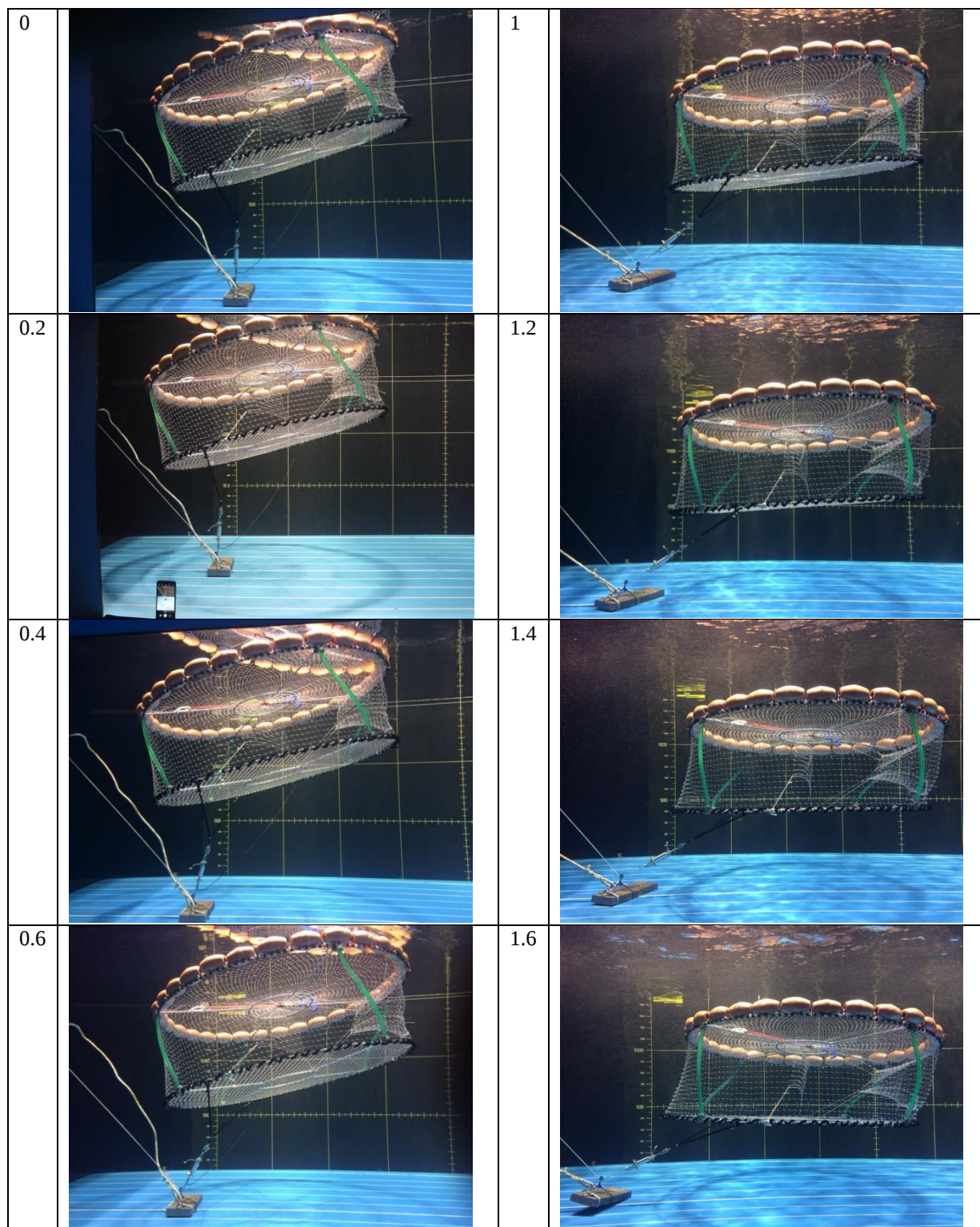


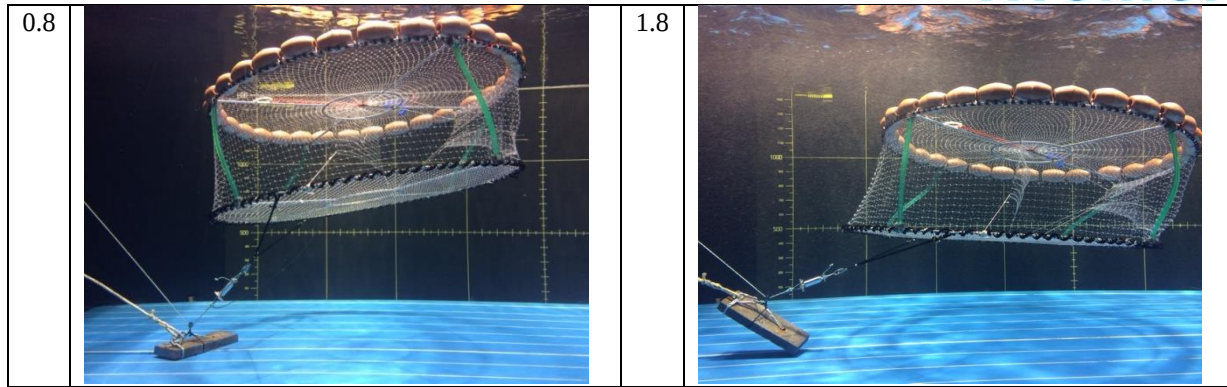
Comportement du prototype de nasse dans la veine d'eau du bassin d'essais. Le chiffre à gauche de la photo indique la vitesse du courant en nœuds.

Tableau 1 : Résultats des mesures de la géométrie nasse pp2 avec le logiciel imagej

Nasse PP2 Vitesse de la veine (Noeuds)	Hauteur de la nasse côté antérieur (cm)	Hauteur de la nasse côté postérieur (cm)	Hauteur de la nasse au- dessus du fond (cm)	Ouverture Intérieure de la goulotte (cm)	Inclinaison de la nasse (angle °)	Observations
0	69	65	66	32	20	Partie postérieure de la nasse vers le haut
0.2	72	64	68	31	21	“
0.4	70	68	64	30	19	“
0.6	62	70	68	28	9	Nasse plus horizontal
0.8	71	70	32	27	6	“
0.9	75	81	32	30	7	“
1	73	73	13	28	1	Nasse horizontal
1.2	73	73	15	28	1	“
1.4						
1.6	75	70	12	26	5	La nasse s'éloigne du point d'ancrage et s'incline vers le bas
1.8	76	71	13	23	7	“

9.2.2 Grande nasse, montants plastiques GP4 (lest : 25kg)



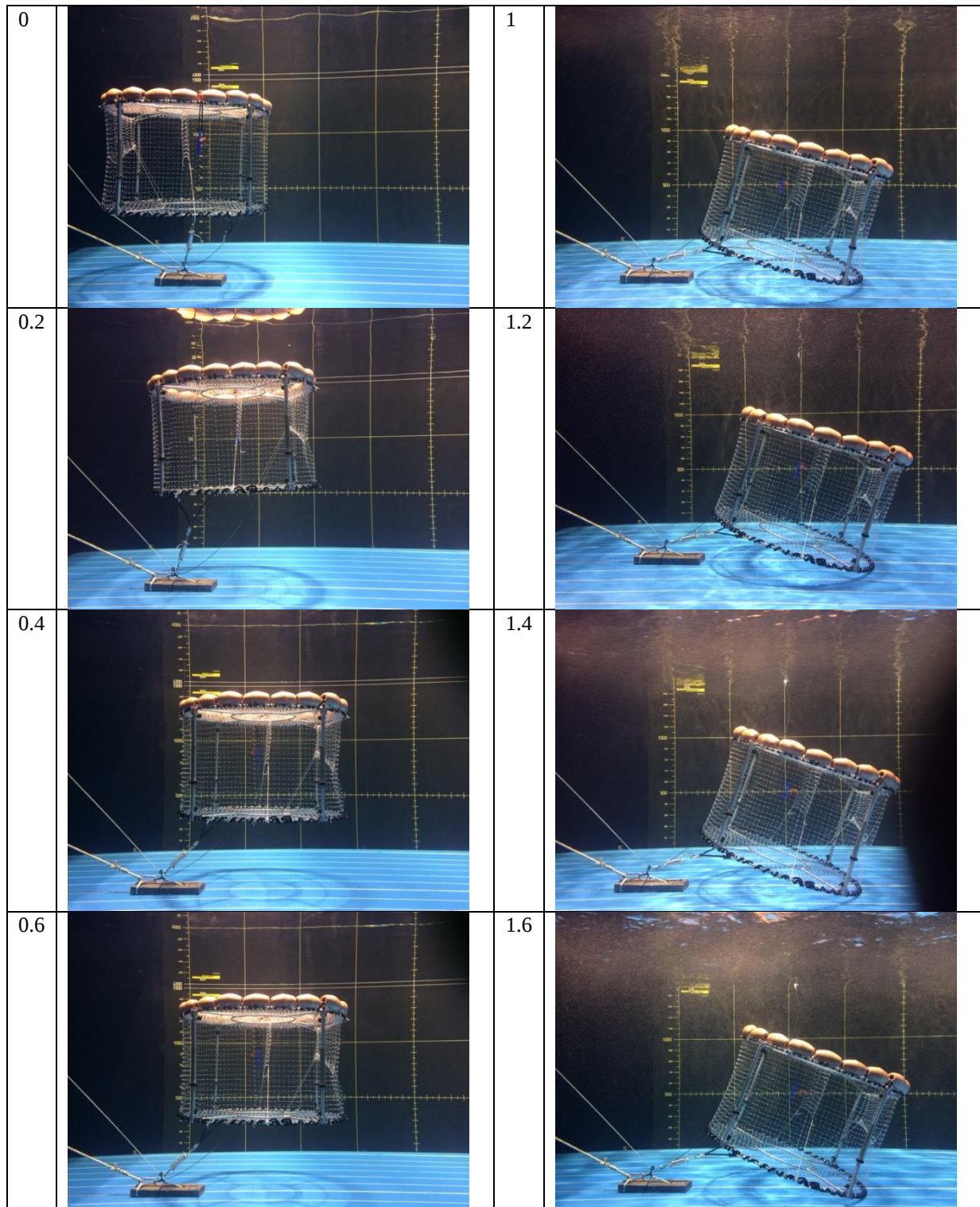


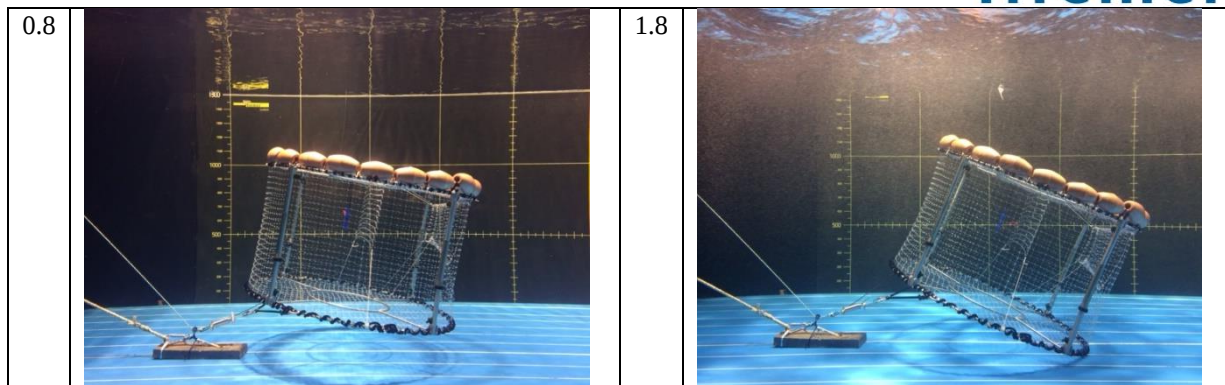
Comportement du prototype de nasse dans la veine d'eau du bassin d'essais. Le chiffre à gauche de la photo indique la vitesse du courant en nœuds.

Tableau 2 : Résultats des mesures de la géométrie nasse GP4 avec le logiciel imagej

Nasse GP4 Vitesse de la veine (Noeuds)	Hauteur de la nasse côté antérieur (cm)	Hauteur de la nasse côté postérieur (cm)	Hauteur de la nasse au- dessus du fond (cm)	Ouverture Intérieure de la goulotte (cm)	Inclinaison de la nasse (angle °)	Observations
0	71	64	61	24	17	Partie postérieure de la nasse vers le haut
0.2	71	67	64	26	14	“
0.4	76	62	62	25	15	“
0.6	75	62	53	25	14	“
0.8	70	71	53	20	10	“
1	72	66	64	21	17	“
1.2	68	69	35	22	2	Nasser plus horizontal
1.4	70	71	31	21	0	“l
1.6	72	72	35	21	0	“
1.8	70	73	32	19	1	Nasse s'incline vers le bas-côté postérieure

9.2.3 Petite nasse, montants métalliques PM6 (lest : 25kg)



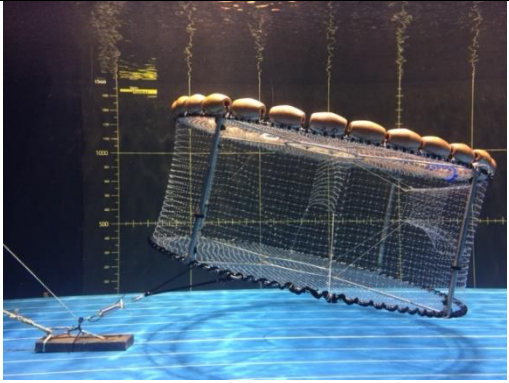
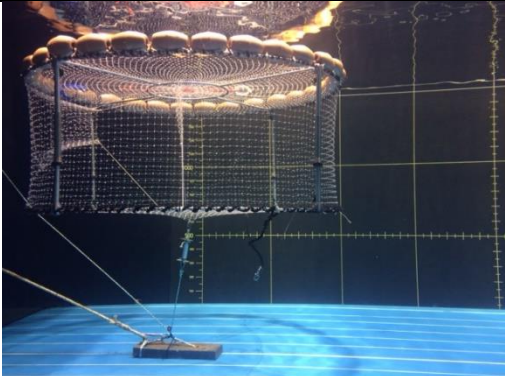
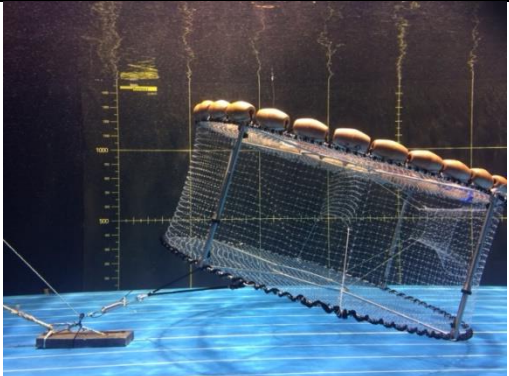
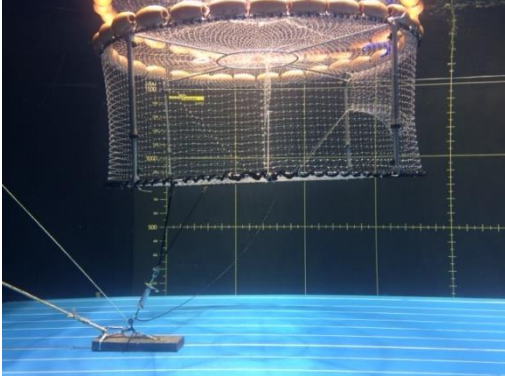
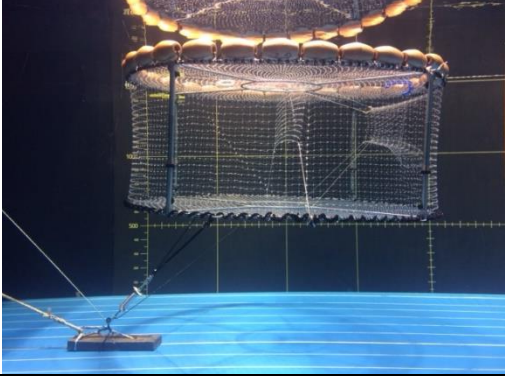
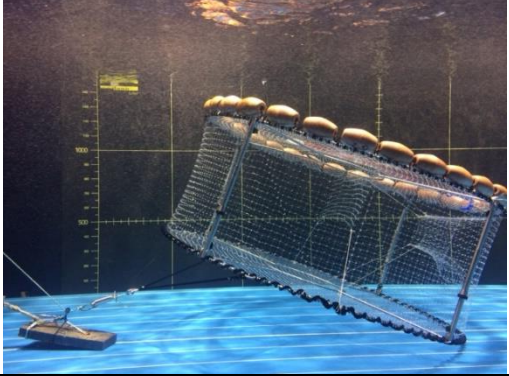


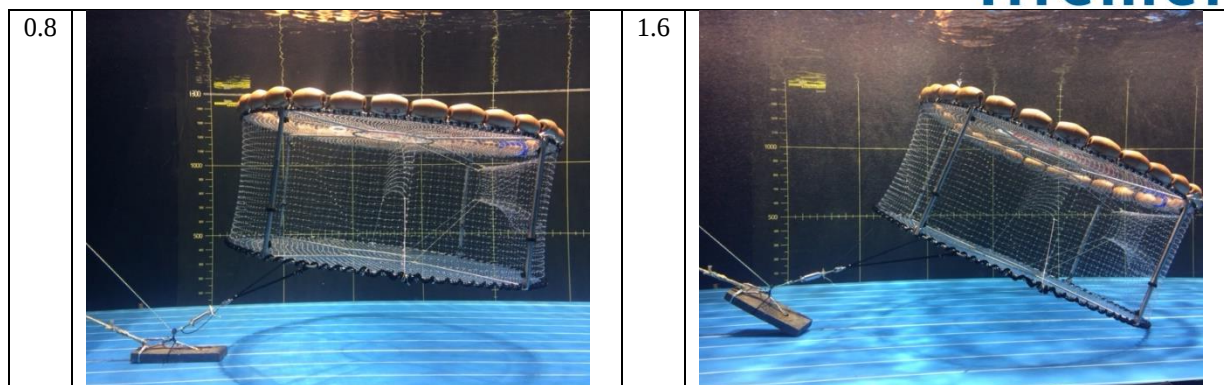
Comportement du prototype de nasse dans la veine d'eau du bassin d'essais. Le chiffre à gauche de la photo indique la vitesse du courant en nœuds.

Tableau 3 : Résultats des mesures de la géométrie avec le logiciel imagej de la nasse PM6

Nasse PM6 Vitesse de la veine (Noeuds)	Hauteur de la nasse côté antérieur (cm)	Hauteur de la nasse côté postérieur (cm)	Hauteur de la nasse au- dessus du fond (cm)	Ouverture Intérieure de la goulotte (cm)	Inclinaison de la nasse (angle °)	Observations
0	89	84	40	28	0	
0.2	87	88	50	30	3	
0.4	88	89	39	29	0	
0.6	86	90	36	26	1	
0.8	86	90	16	25	10	
1	90	97	21	29	15	
1.2	85	94		27	19	Nasse touche le fond
1.4	90	95		26	20	“
1.6	89	95		29	23	“
1.8	83	96		27	24	“

9.2.4 Grande nasse, montants métalliques GM2 (lest : 25kg)

		1	
0		1.2	
0.4		1.4	
0.6		1.5	



Comportement du prototype de nasse dans la veine d'eau du bassin d'essais. Le chiffre à gauche de la photo indique la vitesse du courant en nœuds.

Tableau 4 : Résultats des mesures de la géométrie nasse PM6 avec le logiciel imagej

Nasse GM2 Vitesse de la veine (Noeuds)	Hauteur de la nasse côté antérieur (cm)	Hauteur de la nasse côté postérieur (cm)	Hauteur de la nasse au- dessus du fond (cm)	Ouverture Intérieure de la goulotte (cm)	Inclinaison de la nasse (Angle °)	Observations
0	94	89	66	26	0	
0.4	90	91	80	28	1	
0.6	88	99	55	25	2	
0.8	87	95	41	25	8	
1	89	99		25	14	Nasse touche le fond
1.2	90	99		23	18	“
1.5	92	101		25	18	“
1.6	84	93		22	22	«

9.3 Evènements et revue de presse

9.3.1 Fête de la science

Conférence

« Observer le poisson et comprendre son comportement pour le capturer »

11 octobre 2019 à l’Ifremer de Lorient
par Sonia Méhault

**fête de
la Science
2019**

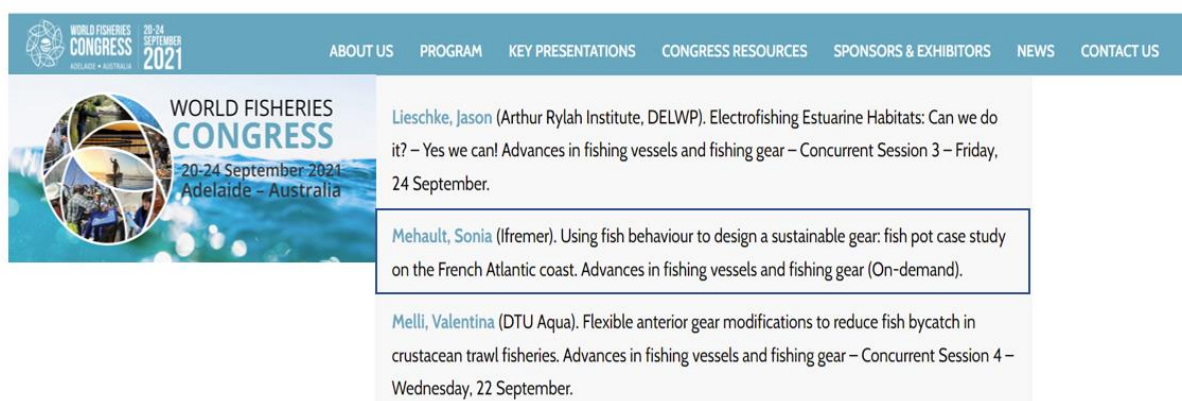
9.3.2 Lundis de la mer



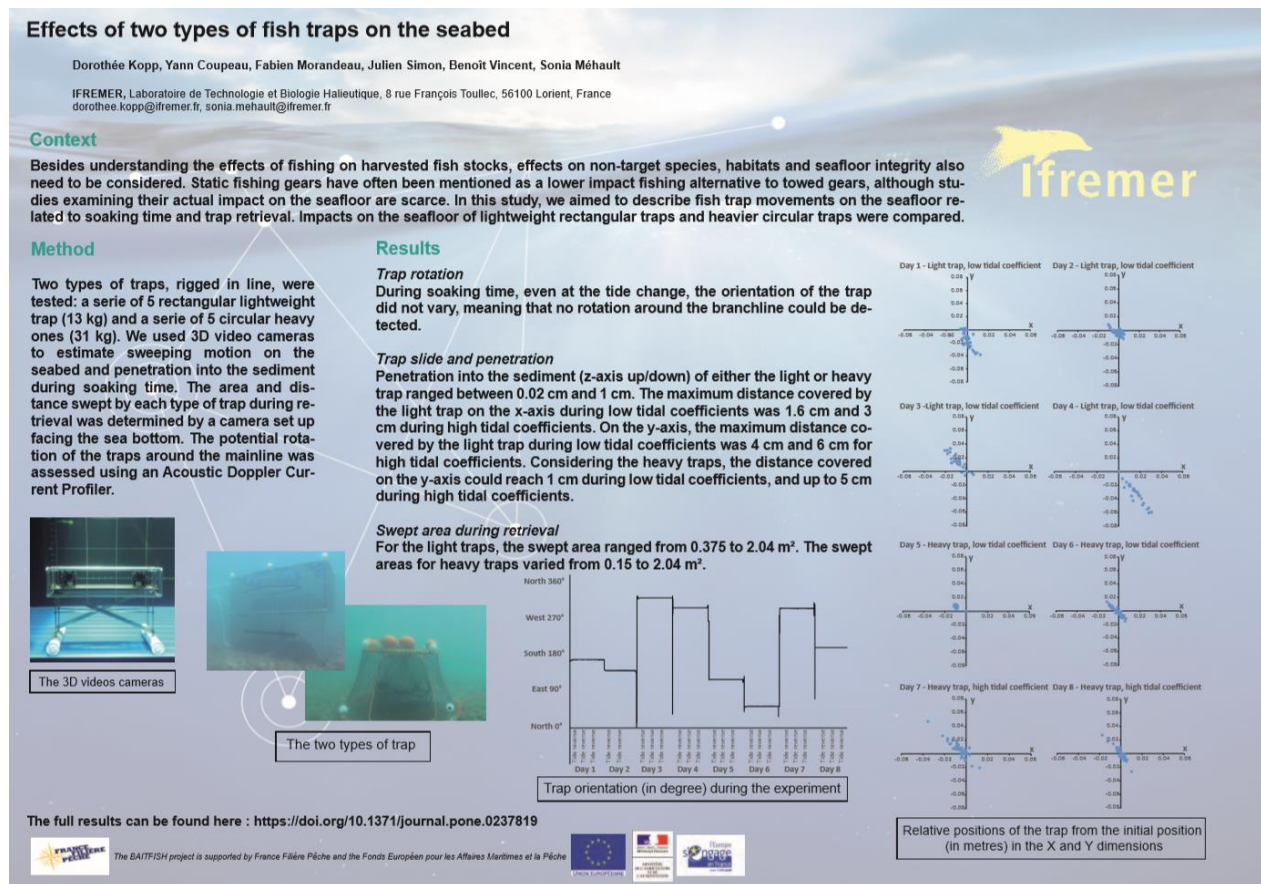
9.3.3 World Fisheries Conference

9.3.3.1 Communication orale sur le développement de la nasse à poisson

<https://wfc2021.com.au/wp-content/uploads/2021/07/first-iteration-wfc2021-detailed-program.pdf>



9.3.3.2 Poster sur les impacts de la nasse à poisson sur les fonds marin



9.3.4 Rapport annuel du FTFB

<https://archimer.ifremer.fr/doc/00707/81944/86681.pdf>

2.2.3.4 Project: Behaviour, performAnce, Impacts of poTs FISH (BAITFISH)

Project Full Title: Behaviour, performAnce, Impacts of poTs FISH

Project Timeframe: January 2018 – December 2020

Institution(s): Ifremer, South Brittany University, Fishing committee of Finistère

Contact person: Sonia Méhault, sonia.mehault@ifremer.fr

Summary:

The environmental awareness of the French fishing industry makes it inclined to adopt more and more sustainable fishing gears. In that context, fish pots show a growing interest from fishermen. However, most of the attempts to use standard commercial pots failed to catch economically valuable fish species. This experiment aimed at developing a fish pot concept specifically based on target species behaviour in coastal waters of the Bay of Biscay, France. First, the concertation led with fishermen showed the black seabream as the main species of interest. The specifications of the pot to be developed with respect to the ergonomical, environmental and legislative constraints were also defined. Various baits were tested using Baited Remote Underwater Video (BRUV). Bait feeding behaviour of black sea bream was characterised using an ethogram. The conception process of the pot was led step by step by (1) identifying the most attractive bait, (2) testing gradually a pot structure appropriated to black seabream behaviour, (3) identifying and avoiding potential competitors, (4) assessing pot selectivity and (5) evaluating physical impact on sea floor. The experiment led to a proto-type of pot tested onboard commercial fishing vessels, which provided an overall cost/benefit of pot fishing in French coastal waters.

9.3.5 Colloque de l'association Française d'Halieutique



Communication orale le jeudi 30 juin 2022 (initialement planifié en juillet 2021 mais reporté à cause de la crise sanitaire).

Jeudi 30 juin	
La gestion des crises dans l'histoire de la pêche	
09:00	Conférence invitée : Cérino Christophe (Université de Bretagne Sud) Les pêches sardinières en Bretagne-sud au XVIIIe siècle : Jeux d'échelles entre prospérité & misère
09:40	Coicaud Cédric. A la poursuite des cétacés. Renaissance et extinction de la chasse baleinière française au XIXe siècle
10:00	Bosseboeuf Lucas. Exploitation des ressources marines en rade de Brest (1866-1963) : la pluriactivité comme réponse à la crise ?
10:20	Frangoudes Katia. La crise de la pêche des années 1990 source de transformations sociales : le cas des mouvements des femmes en France
10:40	Pause
11:00	Beckensteiner Jennifer. Adaptations des pêcheurs et des institutions de gestion des pêches face à des changements de grande ampleur : opportunités et barrières enseignées dans les pêcheries de petits pélagiques du Golfe de Gascogne
11:20	Laurans Martial. Vers la renaissance du stock de Langoustes Rouges (Palinurus elephas).
Outils et méthodes d'analyse	
11:40	Dewals Jean-François. Labélisation et produits de la pêche et de l'aquaculture, quelles réponses pour quelles crises ?
12:00	Gourguet Sophie. Assessing the viability of socio-ecosystems subject to fisheries-predators conflicts: a bioeconomic modelling approach
12:20	Déjeuner
14:00	Conférence invitée : Walker Emily, Monestiez Pascal, Papaix Julien (INRAE) Approche participative : Le réseau scientifique CISStats : Citizen Science Statistics
14:40	Méhault Sonia. Une nasse à poisson pour contribuer à la diversification des engins
15:00	Huret Martin. Une approche intégrée et partenariale pour décrire la filière des petits pélagiques française entre 2000 et 2020
15:20	Patin Rémi. Apprendre des différences entre sexes pour une meilleure compréhension de l'impact des changements écosystémiques sur les populations
15:40	Du Pontavice Hubert. A trophic-level-based modelling approach to explore the future climate-induced changes in marine ecosystems and fisheries

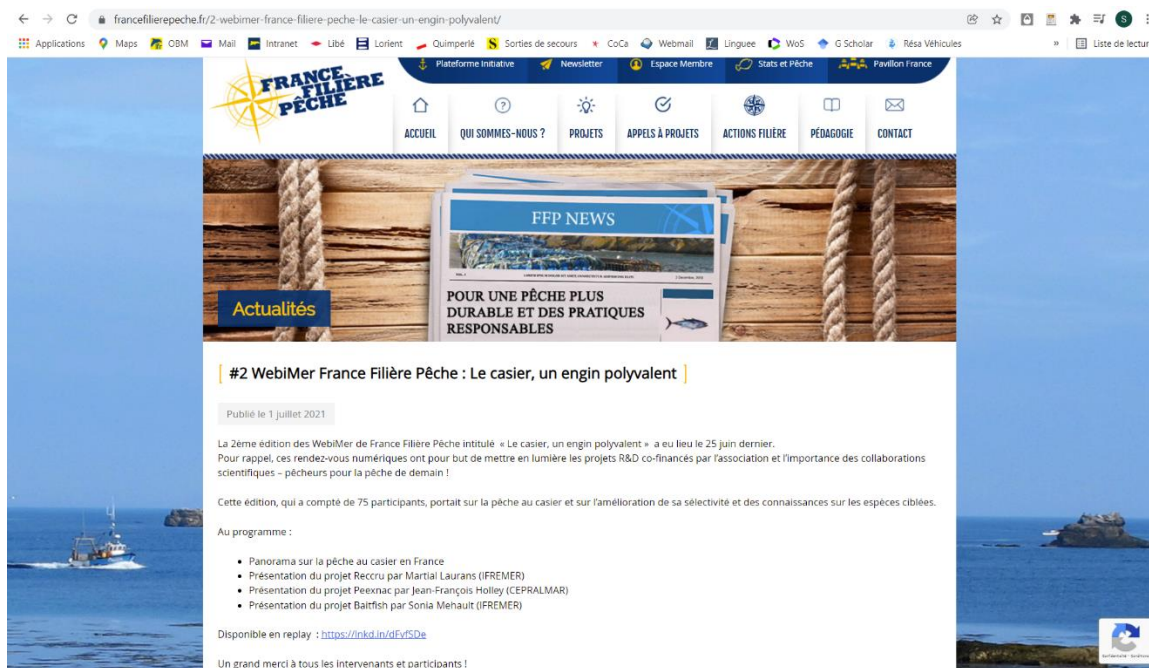
9.3.6 Conférence annuelle du FTFB 2021



ICES-FAO WGFTFB

22/04/2021	23/04/2021
pres. 13: Szynaka et al. ; Fishing Sepia Officinalis with Modified Trammel Nets: Is Greca the Answer to By-catch? (12)	pres. 28: Santos et al. ; Behavioural trees: A model-free method to analyse fish behaviour observations during the capture process. (33)
pres. 14: Chun An et al. ; Bycatch Reduction Device in Inland Pontoon Trap (24)	pres. 29: Chladek et al. ; Using an innovative net-pen-based observation method to assess and compare fish pot-entrance catch eff. (41)
pres. 15: Méhault et al. ; A fish pot development based on target species behaviour (9)	pres. 30: Hollins et al. ; The Role of Physiology in Determining Vulnerability to Capture in Fish: Insights From Experimental Approaches (23)
pres. 16: Sawicki et al. ; Global Initiatives to Explore Subsea Buoy Retrieval Systems for Pot Fisheries (39)	pres. 31: Anders et al. ; Physiological response and survival of Atlantic mackerel exposed to simulated purse seine crowding and release (8)
pres. 17: Pol et al. ; Pot Escape by Snails: A First Look (16)	pres. 32: Simon et al. ; Giving Artificial Monitoring intelligence to Fishing TRAWLS (GAME OF TRAWLS project) (18)
pres. 18: Ingolfsson et al. ; Catch efficiency for Nephrops in coastal deep-water shrimp (Pandalus borealis) trawl fisheries (15)	pres. 33: Rose ; Active selection using real-time video to reduce bycatch (27)
pres. 19: Oliver et al. ; Assessing the effects of artificial light on the raised-fishing line in the Celtic Sea mixed demersal trawl fishery (17)	pres. 34: Krag et al. ; A real-time camera system for catch monitoring in trawl fisheries (35)
Break	Announcement of new FAO-side chair Proposal for 2022 WGFTFB meeting Break

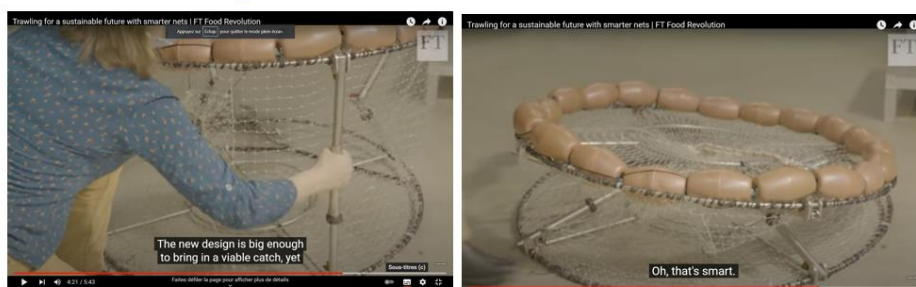
9.3.7 Webinaire FFP



<https://www.francefilierepeche.fr/2-webimer-france-filiere-peche-le-casier-un-engin-polyvalent/>

9.3.8 Financial Times

Réalisation d'un documentaire sur les nouvelles technologies halieutique, dont les nasses à poisson développées dans le cadre de baitfish.



<https://www.youtube.com/watch?v=TFRrFN1YmMc>

9.3.9 Radio Canada

Réalisation d'un documentaire par Radio Canada en octobre 2021 sur la pêche et les technologies halieutiques. Montage en cours de réalisation.



Radio canada – documentaire réalisé en
Octobre 2021, en cours de montage

9.3.10 Valorisation artistique de Baitfish

Le projet Baitfish a été sélectionné par l'artiste Marta Morice pour réaliser un projet d'art vidéo sur la base des images sous-marines réalisées dans le cadre du projet. L'artiste a également proposé une résidence pour la création d'une œuvre participative inspirée des nasses à poisson avec les habitants de Languidic.



Photos
VUE SUR MER
RESIDENCE D'ARTISTE
LANGUIDIC
Du 23 avril au 9 juin 2019

Inscrit dans le dispositif de soutien aux résidences d'artistes plasticiens sur les territoires porté par la DRAC Bretagne et la Région Bretagne, ce projet est piloté par l'Espace des sciences/Maison de la Mer de Lorient et coordonné pour la Ville de Languidic par la médiathèque municipale.

Artiste plasticienne d'origine tchèque, **MARTA MORICE** a installé ses pinceaux aux Ateliers du Bout du Monde à Lorient. Peintre, elle a l'habitude de s'exprimer à l'aquarelle sur des grands formats. Dans ce projet appelé « Vue sur mer », elle travaillera à la création d'une œuvre mêlant art et science en allant à la rencontre des languidiciens, dans son atelier installé dans la maison des associations.

L'ESPACE DE SCIENCE/MAISON DE LA MER organisera des visites portuaires et des ateliers scientifiques pour les acteurs engagés dans cette action ainsi qu'une conférence des "lunds de la mer" faisant intervenir des chercheurs de Ifremer.

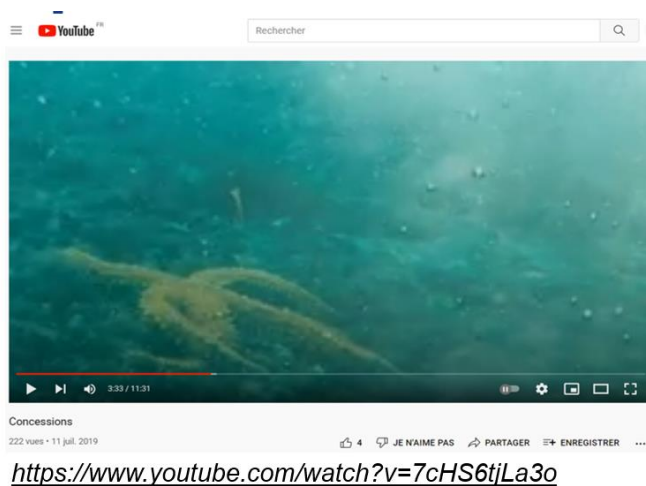
Tout au long de la résidence, la **MEDIATHEQUE** proposera également des actions autour de la thématique « mer » au public et assurera le lien avec les habitants.

APPEL AUX HABITANTS DE LANGUIDIC :
Marta MORICE propose à une douzaine d'habitants volontaires de tout âge et sans nécessaire connaissance artistique préalable de faire partie d'un Laboratoire artistique afin de réaliser une œuvre commune sous la forme d'une structure en volume inspirée par les nasses du monde, qui sera installée en extérieur.
Le Laboratoire sera ouvert au public et des rencontres avec des écoles et plusieurs structures municipales seront organisées.

PRESENTATION AU PUBLIC :
Rendez-vous le samedi 6 avril à 16h30 à la médiathèque

En savoir plus sur Marta MORICE : <http://www.martamorice.eu/>
Pour faire partie du Laboratoire : renseignement et inscription auprès de la médiathèque

Comment **Partager** **Envoyer** **www.maisondelamer.org**



Océan L'Ifremer conçoit une nasse pour pêcher autrement.

Réinventer le piège à poissons

Sonia Méhault a expérimenté un dispositif en baie de Quiberon.



« Dans un chalut, le poisson nage beaucoup, il s'épuise parfois complètement. Quand il est piégé dans une nasse, le poisson est de très bonne qualité. Il y reste sans stress, jusqu'à son arrivée sur le pont. » Sonia Méhault est ingénieure halieute, spécialiste de la science de la pêche, à l'Ifremer Lorient. Pour le projet Baitfish⁽¹⁾ qu'elle coordonne, elle conçoit une nasse à poissons innovante. Les partenaires de cette recherche soutenue par l'Europe⁽²⁾ sont l'Université de Bretagne Sud et le Comité de pêche du Finistère.

La nasse à poissons est une technique de pêche ancestrale, très marginale aujourd'hui. « Elle intéresse les pêcheurs artisans et côtiers, poursuit Sonia Méhault. La nasse permet de se diversifier, pour capturer certaines espèces, durant quelques semaines. C'est une pêche alternative écoresponsable. A priori, elle a moins d'effet sur l'environnement. » Les espèces dont les stocks ne posent pas de problème sont ciblées.

En baie de Quiberon

Une expérience a été réalisée l'été dernier, en baie de Quiberon. Trois fois par semaine, un dispositif était immergé à sept mètres de fond. Des "attractants" sont accrochés aux extrémités d'une poutre métallique. Ce sont des appâts, par exemple des vers marins ou des crusta-

cés. Au milieu du dispositif, deux caméras filment ce qui se passe. Ce n'est pas encore une cage. « Nous voulons caractériser le comportement du poisson face à l'appât. Cet hiver, nous analysons les 250 heures de vidéos réalisées l'été dernier. » Pour cette mission, l'équipe recherche une personne diplômée en éthologie.

Quels poissons apparaissent à l'écran ? La dorade grise, appelée localement grisot, est séduite par les appâts. Cela tombe bien : les pêcheurs savent que cette espèce est intéressante. Le projet est réalisé en concertation avec eux. Quel est le comportement du grisot selon le type d'appât, arrive-t-il par le haut, dans le sens du courant ? C'est en l'analysant que l'ingénieure imagine progressivement la structure du piège, d'abord un tunnel ouvert, à fermer ensuite. L'été prochain, l'expérience en mer sera poursuivie. En 2020, des nasses seront testées par des

pêcheurs, sur leurs zones de pêche.

La sélectivité de la nasse est aussi étudiée. Les petits poissons doivent s'échapper, comme les adultes des espèces non ciblées. L'effet "physique" de la nasse sur l'environnement, posée ou non sur les sédiments, est pris en compte.

Une nasse biodégradable

Autre défi, la nasse sera en partie biodégradable... tout en étant assez solide pour les pêcheurs. En temps normal, une nasse est relevée tous les jours : si elle se perd, elle devient un piège mortel pour la faune durant longtemps. Cette biodégradabilité est étudiée avec des chercheurs de l'Université de Bretagne Sud.

Le projet Baitfish est bien parti, mais loin d'être finalisé. Rien ne prouve que les humains seront plus malins que la dorade grise. Aujourd'hui, une nasse commerciale est utilisée dans le golfe de Gascogne. Elle s'inspire d'un modèle norvégien, où elle permet de cibler la morue. Chez nous, cette nasse piège des congres. Mais aucune dorade ne s'y laisse prendre.

NICOLAS GUILLAS

⁽¹⁾ Bait fish (poisson appât) est l'acronyme de Behaviour, performance, Impacts of poIs Fish.
⁽²⁾ Ce projet est financé par l'Ifremer, le Fonds européen pour les affaires maritimes et la pêche (FEAMP) et France filière pêche (FFP).

CONTACT

Sonia Méhault, tél. 02 97 87 38 52, sonia.mehault@ifremer.fr



Les dorades s'approchent. Se laisseront-elles piéger ?
EXTRAIT DE LA VIDÉO DE L'EXPÉRIENCE
IFREMER

9.4 Articles scientifiques

9.4.1 Impacts des nasses à poisson (article publié)

PLOS ONE

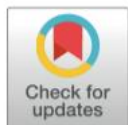
RESEARCH ARTICLE

The low impact of fish traps on the seabed makes it an eco-friendly fishing technique

Dorothee Kopp , Yann Coupeau, Benoît Vincent, Fabien Morandeau, Sonia Méhault, Julien Simon

IFREMER, Unité de Sciences et Technologies Halieutiques, Laboratoire de Technologie et Biologie Halieutique, Lorient, France

* dorothee.kopp@ifremer.fr



Abstract

Besides understanding the effects of fishing on harvested fish stocks, effects on non-target species, habitats and seafloor integrity also need to be considered. Static fishing gears have often been mentioned as a lower impact fishing alternative to towed gears, although studies examining their actual impact on the seafloor are scarce. In this study, we aimed to describe fish trap movements on the seafloor related to soaking time and trap retrieval. Impacts on the seafloor of lightweight rectangular traps and heavier circular traps were compared. We used 3D video cameras to estimate sweeping motion on the seabed and penetration into the sediment during soaking time. The area and distance swept by each type of trap during retrieval was determined by a camera set up facing the sea bottom. The potential rotation of the traps around the mainline was assessed using an Acoustic Doppler Current Profiler. Results showed that no penetration and almost no movements could be detected during soaking time for either lightweight or heavy commercial traps, even for high tidal coefficient (maximum 6 cm). No rotation could be observed when the tide turned. The swept area covered by a trap during retrieval was low (maximum 2.04 m²) compared to towed fishing gear and other static gear.

OPEN ACCESS

Citation: Kopp D, Coupeau Y, Vincent B, Morandeau F, Méhault S, Simon J (2020) The low impact of fish traps on the seabed makes it an eco-friendly fishing technique. PLoS ONE 15(8): e0237819. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0237819>

Editor: Rui Coelho, Instituto Portugues do Mar e da Atmosfera, PORTUGAL

Received: April 8, 2020

Accepted: August 3, 2020

Published: August 21, 2020

Copyright: © 2020 Kopp et al. This is an open access article distributed under the terms of the [Creative Commons Attribution License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.

9.4.2 Observation du comportement autour des appâts préférentiel du grisét (article en fin de rédaction pour soumission au journal « Frontiers in marine science »)

9.4.3 Conception d'une nasse à poisson basée sur le comportement naturel du grisét (article en fin de rédaction pour soumission au journal « Frontiers in marine science »)

9.4.4 The conversation

Article paru dans « *The Conversation* », site dédié à la vulgarisation des travaux scientifiques.



<https://theconversation.com/une-nouvelle-version-de-la-nasse-a-poisson-pour-limiter-l'impact-de-la-peche-155619>

9.5 Vidéo réalisée par le CDPM29

Le CDPM29 a réalisé une vidéo de 5 minutes expliquant la démarche du projet Baitfish.

