



Eco-blocs, cuvettes rocheuses artificielles, ouvrages biomimétiques : une réponse aux besoins de nouvelles conceptions techniques d'infrastructures tout en développant la biodiversité marine

Jean-Claude DAUVIN ¹

1. Normandie Université, UNICAEN, CNRS UMR 6143 M2C, Laboratoire Morphodynamique Continentale et Côtière, 24 rue des Tilleuls, 14000 Caen, France.
jean-claude.dauvin@unicaen.fr

Résumé :

Les structures artificielles sont anciennes et sont installées dans des zones à faible diversité biologique comme dans les milieux littoraux et estuariens protégés pour les grands ports comme Le Havre et Rouen. Ces structures (en béton ou enrochements) conduisent à la création de nouveaux habitats : substrat dur dans un environnement de substrat meuble, très rapidement colonisé par la flore et la faune. Cependant, leur colonisation est fonction de leur niveau hypsométrique sur l'estran ou bathymétrique pour les infrastructures immergées. Elle dépend peu de la nature du substrat des structures, mais surtout de l'hétérogénéité de la surface des infrastructures : surface lisse ou granuleuse. Tous les ports (digues ou pontons) ne présentent pas le même potentiel de biodiversité qui est fonction des apports d'eau douce, de la présence de bassins à marée, de bassins avec seuils ou écluses, et du trafic régional et international. De plus, cette diversité locale autochtone s'enrichit par des introductions d'espèces non-indigènes dont les ports sont une voie d'entrée majeure notamment ceux aux importants trafics maritimes avec l'Amérique du Nord et l'Asie. Des expérimentations de colonisation de plaques vierges en Normandie montrent un enrichissement rapide à la fois par des espèces de faune fixée comme les balanes, éponges et ascidies et de très nombreuses espèces de la faune vagile : crustacés amphipodes, isopodes, tanaïdés et décapodes. En quelques mois, l'abondance peut dépasser 100000 individus par m². Ces espèces de crustacés sont une ressource trophique potentielle et certains bassins portuaires abandonnés au trafic maritime pourraient jouer le rôle de nurseries de juvéniles de poissons. Aujourd'hui, on assiste à une éco-conception des infrastructures pour favoriser la biodiversité des substrats durs et de leurs environnements proches dont les bassins portuaires parallèlement au design des Récifs Artificiels (RA) qui ont subi la même évolution. Il y a une imagination débordante sur le type de matériaux, la forme, la taille, la complexité, des récifs depuis des microstructures à des récifs de plusieurs centaines de m³. Il est en effet bien connu que fissures, grottes, micro-habitats, taille, nombre, hauteur et profondeur des cavités dans les substrats durs artificiels entraînent une diversification des niches écologiques, augmentent la complexité des habitats et forment des refuges

Lectures spéciales

favorables aux crustacés et poissons. Le plus souvent, les immersions de RA sont suivies pendant des temps courts correspondant aux périodes des financements obtenus pour mettre en place ces infrastructures. Trop d'immersions sont aujourd'hui orphelines sans suivi écologique ni de celui de la tenue des structures sur le long-terme (> 5 ans). Cette revue scientifique montre l'existence de nombreuses expérimentations locales démontrant les conditions favorables à la diversité marine mais qu'il y a encore trop de timidité de la part des aménageurs pour s'appropriier les nouvelles éco-structures favorisant l'hétérogénéité de matériaux favorisant la diversité. Il existe, en effet, un champ des possibles impliquant une collaboration indispensable entre aménageurs et écologues.

Abstract:

The artificial structures are ancient and are installed in areas of low biological diversity such as the littoral and estuarine habitats for international ports such as Le Havre and Rouen. These structures (concrete or blocks) lead to the creation of new habitats: hard substrate in a soft substrate environment, very quickly colonized by flora and fauna species. However, their colonization depends on their hypsometric level on the intertidal zone or depth for submerged infrastructures. It depends few on the nature of the substrate, but depends on the heterogeneity of the surface of the infrastructures: smooth or granular surface. Not all ports (dikes or pontoons) have the same potential for diversity, depending on freshwater inflows, the presence of tidal basins, basins with dams, and regional and international traffic. In addition, this local indigenous diversity is enriched by the introductions of non-native species whose ports are a major entry pathway, particularly those with significant maritime traffic with North America and Asia. Experiments on the colonization of settlement panels in Normandy show a rapid colonization both by sessile fauna species such as barnacles, sponges and sea squirts and by a large number of species of mobile fauna: amphipod crustaceans, isopods, tanaids and decapods. Within a few months, the abundance can exceed 100,000 individuals per m². These species of crustaceans are a trophic source and some harbour basins abandoned to maritime traffic could play a role of nurseries for juvenile fish. Today, we observed to the raise of an eco-design of infrastructures to promote the biodiversity of hard substrates and their nearby environments, including port basins, in parallel with the design of Artificial Reefs (ARs), which have undergone the same evolution. There is an overflowing imagination about the type of materials, shape, size, complexity, from reefs of several hundred m³ to microstructures. It is well known that fissures, caves, micro-habitats, size, number, height and depth of cavities in these artificial hard substrates increase the complexity of habitats, the diversification of ecological niches and form favourable refuges for large crustaceans and fish. Most often, AR immersions are monitored for short periods of time corresponding to the periods of funding obtained to set up these infrastructures. Too many immersions are orphaned today without ecological monitoring or that of the maintenance

of the structures over the long term (> 5 years). This scientific review shows that local artificialized environments present conditions favourable to marine diversity but that there is still too much timidity on the part of planners to appropriate new materials and eco-structures that promote marine diversity. There is, in fact, a field of possibilities involving an essential collaboration between planners and ecologists.

1. Introduction

Les aménagements portuaires sont anciens et datent de l'antiquité, le commerce maritime ayant émergé en Europe, notamment en Méditerranée, au cours de la période antique. Les ports se sont construits dans des zones offrant des facilités d'accès et de protection lors de mauvaises conditions de mer en cas de tempêtes. Beaucoup de ports se sont installés dans les estuaires, quelques fois à de grandes distances de la mer ouverte comme les ports de Rouen à 120 km de la mer ou de Bordeaux à 90 km de la mer. Outre les conditions d'accès nécessitant le creusement et l'aménagement des chenaux d'accès ainsi que ceux de bassins entourés de quai de chargement et déchargement des marchandises, le défi actuel des ports est d'accroître les surfaces d'entreposage et de déploiement des industries, notamment celles liées au développement de l'éolien en mer ce qui entraîne encore aujourd'hui des aménagements portuaires. Des centaines d'hectares sont ainsi récupérés à la mer suite à la construction d'immenses terrain-pleins protégés par des digues ou des enrochements.

Que ce soit les aménagements, portuaires ou littoraux, la maîtrise d'ouvrages incombait aux ingénieurs du génie civil ou du génie maritime. Jusqu'à une période récente, les questions de protection des espaces naturels comme les estuaires ou les dunes n'étaient pas pris en compte, ni d'ailleurs toute question liée à la biodiversité. Aujourd'hui, cette époque est révolue, et bien que les aménagements littoraux soient moins nombreux qu'après la seconde guerre mondiale, les nouvelles constructions prennent le plus souvent en considération les questions environnementales à côté des développements socio-économiques (SOUCHE *et al.*, 2019 ; SALGUES *et al.*, 2020).

Bien que négligées, ces constructions en divers matériaux sont colonisées par la flore et la faune marine et le biofouling représente aujourd'hui un réel potentiel de biodiversité de substrats durs artificiels (VIVIER *et al.*, 2021). Ceci concourt à l'enrichissement taxonomique de ces milieux fortement anthropisés dont l'état écologique est évalué uniquement par la faune des substrats meubles fortement enrichis en vase et en matière organique favorable au développement d'espèces benthiques opportunistes adaptées à ces milieux, ce qui aboutit à un diagnostic écologique de qualité médiocre ou mauvaise (DAUVIN *et al.*, 2017).

De plus, les ports sont connus pour être des lieux privilégiés d'introduction d'espèces non-indigènes (introduites) (NIS : Non-Indigenous Species) en lien avec le trafic maritime international contribuant à leur biodiversité (PEZY *et al.*, 2022).

Lectures spéciales

Après une période ignorant les fonctions écologiques des milieux littoraux et estuariens, les aménageurs sont contraints de prendre aujourd'hui en compte les aspects de biodiversité et d'écosystème dans les nouveaux aménagements. D'ailleurs, la Loi n° 2008-660 du 4 juillet 2008 portant réforme portuaire, confère aux grands ports maritimes la gestion et la préservation du domaine public et des espaces naturels dont il devient propriétaire (hormis le domaine maritime). Enfin, les nouveaux ouvrages portuaires ou de protection du littoral intègrent, dès le début du projet de nouvelles conceptions techniques d'infrastructures, le développement de la biodiversité marine.

Cette synthèse est un point de vue d'un écologue sur les milieux littoraux et portuaires fortement artificialisés. Elle concerne également les zones côtières peu profondes de l'Atlantique nord - et particulièrement la mer de la Manche. Il est montré que ces milieux intrinsèquement pauvres en espèces se sont enrichis à la faveur de la présence de substrats durs artificiels et de bassins portuaires qui ne sont plus fonctionnels mais qui se révèlent être une source de biodiversité. Cette revue montre l'existence de conditions favorables à la diversité marine mais qu'il y a encore trop de timidité de la part des aménageurs pour s'approprier les nouvelles éco-structures favorisant l'hétérogénéité de matériaux favorisant la diversité. Enfin, il est souligné l'existence d'un champ des possibles impliquant une collaboration gagnante entre aménageurs et écologues.

2. Des aménagements anciens pour protéger et équiper les ports ou le littoral : la priorité au génie civil

Les structures artificielles (quais, digues, palplanches, enrochements) sont installées dans des zones à faible diversité : hauts de plage pour des digues afin de protéger le littoral de son érosion, le plus souvent sur des plages, plus rarement sur des rochers sauf pour des sentiers littoraux, et dans les milieux estuariens protégés pour les grands ports comme Le Havre, Saint Nazaire par exemple. Ces structures ont été édifiées pour favoriser les accès portuaires et augmenter les surfaces des terre-pleins et aussi, pour protéger les côtes de l'érosion. Commencées à la fin du 19^{ième} siècle, leurs constructions se sont poursuivies jusqu'aux années 1970 avec une vision de génie civil, sans se préoccuper des aspects de préservation des espèces et habitats initiaux, de leurs intérêts patrimoniaux ni de leurs diversités fonctionnelles (DAUVIN, 2008).

Cependant, ces structures (béton ou enrochements) conduisent à la création de nouveaux habitats de substrats durs dans un environnement généralement occupé par des substrats meubles. Leur colonisation est fonction de leur niveau hypsométrique sur l'estran ou bathymétrique pour les infrastructures immergées (VIVIER *et al.*, 2021). Les pontons portuaires sont aussi des zones propices aux colonisations par de la faune et de la flore (BOUCHEMOUSSE, 2015 ; BOUCHOUCHA *et al.*, 2022). En fait, on assiste à une colonisation rapide du nouveau substrat par des organismes benthiques fixés puis mobiles, premiers stades de colonisation par des microorganismes. La diversité augmente ensuite avec le temps, atteint un maximum un an après les installations puis se stabilise à

des niveaux plus bas à la fois pour la diversité et pour les abondances qui décroissent beaucoup après les fortes colonisations des balanes qui sont des espèces pionnières à la fois en milieu intertidal et subtidal (DAUVIN *et al.*, 2021).

Dès que les substrats durs sont colonisés, il existe un nouvel habitat comme les murailles des balanes mortes, donc à court-terme et long terme la flore et la faune trouvent des conditions écologiques différentes de celles des substrats vierges nouvellement installés dans le milieu (VIVIER *et al.*, 2021). Enfin, il est bien connu que la colonisation dépend de l'hétérogénéité de la surface des infrastructures, peu de la nature du substrat type de béton ou de sa composition, mais de la présence de surfaces lisses ou granuleuses à coloniser, les larves notamment celles des cypris de balanes se fixant dans de petites anfractuosités (CHABOT & BOURGET, 1988 ; PAALVAST, 2015).

3. Typologie des zones portuaires

Dans le cadre du Projet ENBIMANOR (ENrichissement de la Biodiversité MARine Littorale en NORmandie : vers un réseau de signalisation d'espèces nouvelles introduites et extensions biogéographiques ; 2017-2021) financé par l'Agence de l'Eau Normandie, 18 marinas et ports normands depuis Granville dans le golfe normand-breton jusqu'à Tréport, à la limite des Hauts-de-France ont été suivis pendant deux ans (RAOUX *et al.*, 2022a).

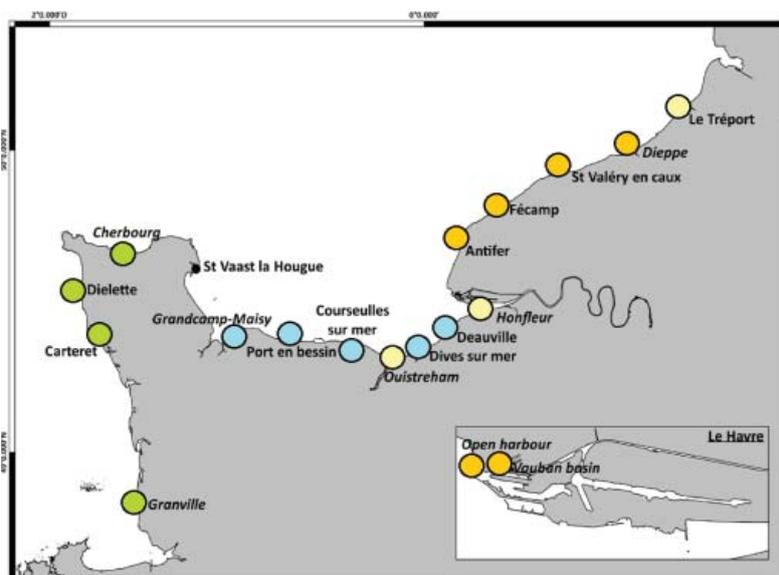


Figure 1. Partition des 18 marinas normandes selon leurs caractéristiques environnementales. En vert : marinas de la côte ouest du Cotentin et Cherbourg ; en bleu : marinas du Calvados, en jaune : marinas de la Seine maritime et en jaune clair les marinas sous influences d'eau douce (D'après PEZY *et al.*, 2022 ; RAOUX *et al.*, 2022a).

Lectures spéciales

L'analyse des paramètres abiotiques (salinité, température, oxygène dissous, turbidité) mesurés dans la partition des marinas en quatre ensembles reflète l'aspect géographique et hydrologique de ces marinas et ports, avec des eaux plus salées en Manche occidentale qu'en Manche orientale, en raison des apports de la Seine et des autres fleuves côtiers de la baie de Seine (Figure 1) (PEZY *et al.*, 2022 ; RAOUX *et al.*, 2022a).

Les ports sont enfin connus comme une des principales voies d'introduction des espèces non indigènes, notamment les ports assurant des transits transmanche ou internationaux (Cherbourg, Ouistreham, Le Havre et Dieppe) (BRETON, 2014 ; PEZY *et al.*, 2021 ; MASSE *et al.*, 2024) ou anglais à l'entrée de la Manche (BISHOP *et al.*, 2015a,b). Ainsi au niveau de la Normandie, 15% des nouvelles espèces non indigènes ont été recensées pour la première fois dans le port du Havre (PEZY *et al.*, 2021).

4. Les bassins portuaires : un réservoir méconnu de biodiversité

Les masses d'eau des ports et de la plupart des parties aval des estuaires sont considérées comme des eaux fortement modifiées au titre de la Directive Cadre sur l'Eau, c'est-à-dire des masses d'eau dont les modifications hydromorphologiques sont liées à un usage socio-économique et présentant un caractère irréversible, ne leur permettront jamais d'atteindre le bon état écologique (<https://www.ecologie.gouv.fr/gestion-leau-en-france>). Les diagnostics écologiques des milieux portuaires sont fournis d'après les invertébrés du macrobenthos (faune de taille supérieure à 1 mm) des substrats meubles constitués de sable et de vase fortement enrichies en matière organique et présentant des espèces dites opportunistes dégradant l'état écologique de ces milieux portuaires (PRUVOT *et al.*, 2000 ; BRETON, 2005 ; BRETON *et al.*, 2005). Cet état écologique ne tient pas compte de la flore et de la faune des substrats durs très variés : digues en pierre ou en béton, enrochements, pieux, palplanches, pontons, en bref tous les supports artificiels qui ont été introduits dans ces milieux portuaires et qui se comportent comme des récifs artificiels et qui sont très rapidement colonisés (PAALVAST *et al.*, 2012 ; BRETON, 2014 ; PAALVAST, 2015).

Outre des grattages sur les infrastructures portuaires, des prises de photographies ou d'enregistrement vidéo permettant de collecter ou d'identifier les organismes présents sur ces structures artificielles, une technique développée dans le cadre du projet INTERREG MARINEXUS entre les ports bretons et de Cornouailles anglaises a consisté à immerger des plaques vierges en polyéthylène au niveau de pontons flottants (BOUCHEMOUSSE, 2015). Cette technique a été reprise dans le projet ENBIMANOR pour les marinas et ports normands pour suivre la colonisation de ces plaques pendant presque deux ans (Figure 2) (PEZY *et al.*, 2022 ; RAOUX *et al.*, 2022).

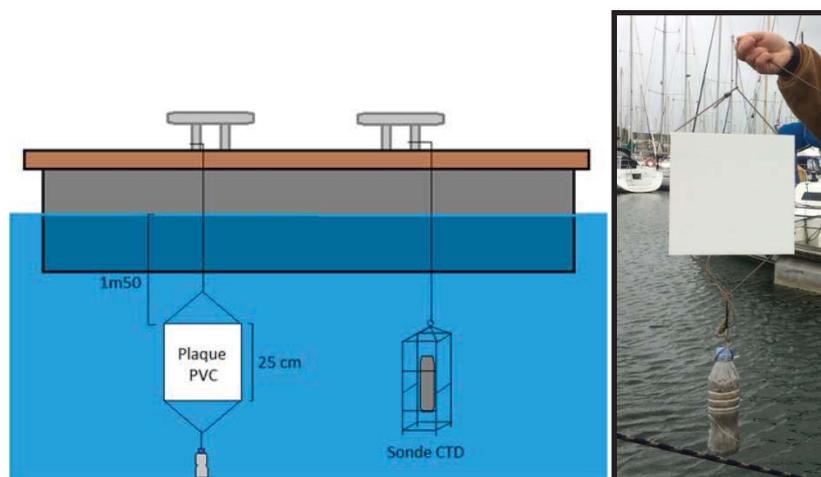


Figure 2. Plaques immergées dans les marinas normandes (d'après PEZY *et al.*, 2022 ; RAOUX *et al.*, 2022).

Suite à cette expérimentation normande, quatre résultats majeurs peuvent être soulignés : 1) la colonisation des plaques est très rapide ; 2) au bout de six mois à un an, la faune des plaques est très diversifiée et présente de très fortes densités ; 3) outre des espèces de faune fixée comme des bryozoaires, des éponges et des ascidies, il y a beaucoup d'espèces vagiles comme les crustacés décapodes (crabes) et pécaricides (puces de mer), et enfin 4) les plaques abritent de nombreuses NIS (PEZY *et al.*, 2022). Ainsi, les résultats de la colonisation sur 17 marinas normandes et sur 15 mois de suivi montrent la présence d'une forte diversité (141 taxa). La faune est dominée par des arthropodes (75 taxa) suivis par des annélides (31 taxa) et des mollusques 15 taxa (PEZY *et al.*, 2022). Sur les 141 taxa, 20, soit 14%, sont des espèces non indigènes. Ces espèces sont plus présentes dans les ports présentant un trafic maritime international (Cherbourg, Dielette et les deux marinas du Havre) (PEZY *et al.*, 2022).

Les abondances peuvent dépasser 78000 ind.m² dans le bassin Vauban du Havre, 90000 ind.m² et 78000 ind.m² à Port-en-Bessin et à Honfleur, être voisines de 140000 ind.m² à Ouistreham et atteindre 182000 ind.m² à Dives-sur-Mer (PEZY *et al.*, 2022). Ces très fortes abondances sont dues à quelques espèces d'amphipodes NIS comme *Monocorophium acherusicum*, *M. sextonae*, et *Caprella mutica* et la polychète *Ficopomatus enigmaticus* qui forme de véritables récifs comme à Honfleur (PEZY *et al.*, 2022).

Subséquentement, CHARLES *et al.* (2018) ont étudié la faune associée à ces récifs de *Ficopomatus enigmaticus* dans les marinas normandes de Cherbourg au Havre et ont trouvé des récifs dans six d'entre elles, dans des eaux de faible salinité (<18) sur les 12 prospectées. Les *Ficopomatus* dominent la faune fixée en abondance ; de plus, une quinzaine d'espèces de faune mobile ont été recensées et parmi elles, le petit crabe

Lectures spéciales

introduit *Rhithropanopeus harrisi* présentait la plus forte occurrence (> 80%) avec une densité moyenne > 300 ind.m².

Dans la même veine, VIAL *et al.* (2023) ont étudié uniquement la faune sessile pendant un cycle annuel dans trois ports normands (Granville, Cherbourg et Saint-Vaast-La-Hougue) à partir de plaques à coloniser construites à partir de revêtements utilisés dans le milieu naval en relation avec la contamination chimique de ces milieux portuaires. Ces auteurs ont montré des liens faunistiques forts entre Granville et les deux autres ports, alors que Saint-Vaast-La-Hougue, pourtant proche géographiquement, se distingue nettement de Cherbourg. A Saint-Vaast-La-Hougue la faune est dominée par les ascidies dès le début de l'immersion des plaques alors que dans les deux autres ports, il y a une succession écologique, avec tout d'abord des balanes et des bryozoaires, puis des ascidies. Dans le prolongement d'ENBIMANOR, le projet CHABIMANOR avec le soutien de l'AESN avait pour objectif de comparer la faune macrobenthique de cinq marinas normandes (Granville, Cherbourg, Ouistreham, Le Havre Vauban et Dieppe) en sélectionnant trois types de substrats durs : plaques immergées à 1,5 m de profondeur soit 0.0625 m² x 2 depuis 3 ans (plaques immergées au début du projet ENBIMANOR) et de deux autres substrats : les piliers de soutien de pontons et sous les pontons ; ces deux substrats ont été grattés sur une surface de 0,1 m² (5 réplicats). Les premiers dépouillements des relevés d'octobre 2021 dans trois ports : Granville, Cherbourg et le Havre Vauban (DUVAL, 2022) montrent une diversité forte de 110 taxa identifiés représentés majoritairement d'arthropodes (64%) et d'annélides (22%). Les espèces vagiles représentent plus de 70% des espèces et plus de 15% des espèces sont des NIS. Il est remarqué que les faunes de ces trois substrats diffèrent et que la richesse faunistique des plaques et des pontons (entre 19 et 25 taxa) est supérieure à celle des piliers (entre 5 et 9 taxa). Sur les piliers, les espèces dominantes sont des balanes ; sur les plaques, ce sont les moules et sur les pontons des petits gastéropodes et des pécararides (amphipodes et isopodes). Ces différences sont probablement liées à des conditions environnementales très locales : éclaircissements, mouvements tidaux et nature du substrat différente.

Comme dans le cas de l'étude de VIAL *et al.* (2023), le plus souvent dans les ports et marinas, seule la faune fixée et macroscopique est étudiée, c'est le cas, par exemple, des travaux de BISHOP *et al.* (2015a,b) entrepris dans le cadre du projet Interreg IVA 'MARINEXUS', destiné à comparer la composition et la prévalence des NIS dans les marinas situées de part et d'autre de la Manche occidentale, en se concentrant principalement sur les invertébrés sessiles introduits. Pour ce faire, ils pratiquent des enquêtes d'évaluation rapide (Rapid Assessment Survey, RAS) des pontons des marinas. Les relevés sont répétés après un intervalle de trois ans dans le but de documenter tout changement dans les espèces présentes et leur occupation dans les marinas. Cette étude a testé la capacité de cette évaluation rapide pour détecter l'arrivée et la propagation du NIS sur des échelles de temps relativement courtes et à des échelles spatiales locales et régionales. Quatorze NIS ont été identifiées, dont 12 ont été observées sur les deux

façades anglaise et française de la Manche. Si cette stratégie peut être efficace pour ce type d'espèces macroscopiques identifiables à l'œil nu, elle ne permet pas de mesurer la biodiversité des ports et marinas qui est dominée par des espèces vagiles de petite taille (PEZY *et al.*, 2022).

LAPINSKI *et al.* (2022) ont équipé en juillet 2018 le port de Haliguen, dans la presqu'île de Quiberon (Nord du Golfe de Gascogne), de plaques afin de favoriser la colonisation algale et faunistique de ce milieu portuaire. Ils ont étudié la colonisation de cinq types de formulations de béton, y compris le béton imprimé en 3D, supposé plus favorable à la vie marine sessile en raison de ses caractéristiques intrinsèques (pH de surface, rugosité, porosité) dans deux sites du port, les plaques émergeant à marée basse dans ce port, où le marnage est de plus de 5 m en vive-eau. Au cours de la première année, aucune différence n'a été mise en évidence entre la colonisation d'algues et de macrozoobenthos sur chacune des formulations quel que soit le niveau hypsométrique. Les pourcentages de couverture étaient extrêmement élevés après seulement 5 mois par des ulves et des balanes *Austrominius modestus* et les diversités moyennes n'étaient pas différentes. Cependant, le béton poreux à grain plus fin a montré un potentiel favorisant l'installation de l'espèce ingénieure d'algue *Fucus vesiculosus* sur les structures verticales. Les auteurs soulignent que la formulation du béton imprimé en 3D semble à ce jour compatible avec la colonisation de la vie marine.

En résumé, l'ensemble de ces travaux montre la forte diversité de la faune de substrat dur artificiel des marinas et ports (plus de 100 taxa), et des colonisations qui sont différentes selon la nature du substrat étudié, de la localisation des marinas, des apports d'eau douce, et la forte présence de NIS qui représente de fortes proportions de la densité. Etudier qu'une partie de la faune portuaire comme les espèces sessiles de grande taille, ne permet pas d'avoir une bonne estimation de la biodiversité de ces milieux fortement modifiés. Enfin, le rôle des espèces vagiles dans l'alimentation des juvéniles de poisson fréquentant les bassins portuaires et marinas reste à évaluer : nul doute, compte tenu de leurs très fortes abondances, que leur rôle trophique serait important à quantifier.

5. De nouvelles infrastructures pour favoriser la biodiversité : une timide progression de l'écologie

La bibliographie scientifique est très riche sur les Récifs Artificiels (RA) (voir par exemple JENSEN *et al.*, 2000 ; VIVIER *et al.*, 2021). Ces structures artificielles fournissent de nouveaux habitats de fonds durs souvent installés sur des environnements de substrats meubles et favorisent la colonisation par de nombreux organismes marins (flore et faune) et peuvent ainsi modifier la structure et le fonctionnement des écosystèmes côtiers. Les premiers RA ont été implantés en France métropolitaine en 1968 (SALAUN 2022 ; SALAUN *et al.*, 2022a). Depuis, une cinquantaine de projets d'aménagement côtier a vu le jour, dans des contextes territoriaux, environnementaux et socio-économiques différents (SALAUN *et al.*, 2022a,b). SALAUN *et al.* (2022a,b) ont

Lectures spéciales

proposé une revue des caractéristiques des RA par une approche géographique de leur déploiement en France métropolitaine. D'un point de vue chronologique, trois périodes d'immersion se distinguent : 1) une période propédeutique d'expérimentation des RA, 2) suivie d'une période de multiplication des sites de RA et enfin 3) d'une période d'innovation de l'outil et des usages, poussée par une pression socio-environnementale de protection de la nature. D'un point de vue spatial, ces implantations sont très hétérogènes d'une façade maritime à l'autre, avec une forte implantation en Méditerranée et beaucoup moindre en Manche. Ces différences peuvent s'expliquer par des rapports culturels à l'environnement divergents, notamment dans les modes de gestion des zones de pêche (telles que les prud'homies en Méditerranée et de comités départementaux et régionaux des pêches pour la façade Atlantique-Manche-Mer du Nord), ou des différences morpho-géologiques des côtes (présence de substrats durs naturels ou d'épaves comme en Manche) et des différences dans les objectifs distincts des pêcheries. D'un point de vue sociogéographique, les immersions de RA ont été initiées pour 70 % des cas par des pêcheurs et cofinancées dans 72 % des cas par les collectivités territoriales à l'échelle régionale. Enfin, SALAUN *et al.* (2022a) montrent comment les RA, en tant qu'outil d'aménagement, créent une dynamique territoriale d'échanges entre les acteurs locaux afin d'assurer une gestion durable et pérenne du territoire marin côtier. Néanmoins, ils soulignent que la plupart des suivis écologiques des RA immergés le long des côtes françaises métropolitaines ne s'étendent pas au-delà des financements obtenus lors de leur immersion.

VIVIER *et al.* (2021) ont analysé 127 articles scientifiques portant sur les RA au niveau de l'océan mondial afin de caractériser la conception, les objectifs et les stratégies de suivi. Les RA présentent une très grande diversité de formes et de volumes et varient dans leurs matériaux de construction, leur forme et leur utilisation. Les RA ont été déployés pour différents objectifs : amélioration de la pêche, restauration écologique des habitats marins, protection côtière ou la recherche purement scientifique. En conclusion, VIVIER *et al.* (2021) mettent en évidence 1) la nécessité d'utiliser un panel de techniques de surveillance complémentaires, indépendamment de la finalité initiale des ouvrages artificiels, pour évaluer correctement l'impact de ces ouvrages sur l'environnement local ; 2) la recommandation d'adopter des approches associant écologie structurale et fonctionnelle et 3) une meilleure caractérisation du rôle de la RA dans les évaluations futures, en tenant compte du cadre complexe de la structure de l'écosystème et des relations trophiques. Ainsi, afin de mieux évaluer la nature des modifications de l'écosystème suite à l'implantation de RA ainsi que les bénéfices et/ou impacts potentiels générés, il apparaît indispensable de développer des méthodes d'évaluation pouvant être appliquées à une grande variété de sites d'étude, des ports aux environnements littoraux et côtiers. Dans ce contexte, TAORMINA *et al.* (2022) ont examiné les différentes méthodes et indicateurs disponibles permettant de mesurer les modifications de la biodiversité et du fonctionnement écologique générées par les RA. Parmi les méthodes

considérées, certaines ont été développées spécifiquement pour les RA, et d'autres destinées à divers autres substrats durs mais ont été transposées avec succès aux structures artificielles. Globalement, cette étude met en évidence un très grand nombre de méthodes existantes, fournissant aux acteurs et décideurs, des outils utiles pour étudier les impacts des structures artificielles ; elle identifie la nécessité de développer des indicateurs intégratifs pour favoriser le déploiement de nouvelles structures artificielles.

La tendance actuelle des RA s'oriente vers deux principaux objectifs : utiliser des éco-matériaux pour la construction des RA et favoriser la biodiversité des milieux côtiers et portuaires par des immersions d'ouvrages maritimes éco-conçus (SOUCHE *et al.*, 2019 ; SALGUES *et al.*, 2020). D'après SOUCHE *et al.* (2019) : *'la démarche d'éco-conception permet d'intégrer les objectifs environnementaux à la conception structurelle des ouvrages qui sont aptes à remplir leurs fonctions techniques et une fonction environnementale de support de la biodiversité. L'éco-conception des ouvrages est une approche globale et systémique qui est initiée par le maître d'œuvre au moment du programme et qui se poursuit lors de la conception puis jusqu'à la phase d'exécution'*. Enfin le document de EVANS *et al.* (2021) *'Enhancing the biodiversity of marine artificial structures: global evidence for the effects of interventions'* dresse un tableau très documenté sur ce sujet d'ouvrages maritimes éco-conçus.

Il n'est pas question ici de dresser un panorama complet de toutes les initiatives et innovations concernant les nouveaux types de RA qui s'inscrivent dans la démarche d'éco-conception mais de se focaliser sur les travaux qui ont été menés récemment en Manche-Mer du Nord pour favoriser la biodiversité marine. Les RA des écosystèmes méditerranéens ont largement été évoqués dans les publications suivantes (liste non exhaustive) : BULLERI & CHAPMAN (2004, 2010) ; PERKOL-FINKEL *et al.* (2006) et FABI *et al.* (2011).

La première réalisation en Normandie concernait le projet européen INTERREG IVA RECIF qui visait à valoriser l'utilisation des sous-produits coquillages, c'est-à-dire les coquilles broyées de la pétoncle *Aequipecten opercularis* en association avec du béton, dans le développement d'un matériau écologique pour les RA (FOVEAU *et al.*, 2015 : DAUVIN & FOVEAU, 2019). La colonisation à court terme sur un an a été suivie sur trois types différents de parpaings constitués de deux types de bétons à surface rugueuse, chacun avec une porosité différente, et de blocs de béton ordinaire. Au total, 75 parpaings ont été mis en place en mars 2014 sur des tables à huîtres et suivis jusqu'en février 2015 avec un relevé pour les 15 jours dans la zone intertidale du Luc-sur-Mer (côte du Calvados) (FOVEAU *et al.*, 2015). Un total de 153 taxa de macrozoobenthos ont été identifiés, soit 49 taxa d'épifaune sessile et 104 taxa de la faune vagile, principalement composée de crustacés et de polychètes. Il y a une succession écologique : les blocs sont d'abord colonisés par des balanes, puis par des hydrozoaires, des ascidies simples, des vers fixés, des ascidies coloniales, des bryozoaires et enfin des éponges (FOVEAU *et al.*, 2015).

Lectures spéciales

Afin de suivre la colonisation pluriannuelle de ces blocs, des relevés annuels ont été faits d'avril 2014 jusqu'en avril 2018. A partir de février 2015, deux blocs ont été collectés en avril de chaque année (DAUVIN *et al.*, 2021). Au total, 84 taxa ont été identifiés, dont 13 taxa sessiles et 71 taxa vagiles. La Richesse Taxonomique de la faune sessile a été relativement stable au cours du suivi (entre 8 et 10 taxa par parpaing) ; celle de la faune vagile a montré une augmentation entre 2014 (5 taxons) et 2015 (34 taxons), puis a diminué de 54 taxons en 2017 à 29 taxons en 2018. L'abondance de la faune sessile était très élevée en 2014 en raison de la colonisation rapide de balanes ; la moule bleue *Mytilus edulis* et trois ascidies, dont deux espèces NIS, figuraient également parmi les taxons dominants. Dès 2015, la faune vagile est dominée par des taxa tels que les amphipodes du genre *Monocorophium* et le tanaïdacé *Zeuxo holdichi*. Une réduction de l'abondance moyenne a été observée au cours des trois dernières années de l'étude, combinée à une diversification des espèces dominantes, en particulier celles de petite taille comme les Péracarides (Figure 3). Les principaux facteurs abiotiques expliquant la succession écologique sont la lumière, la position des parpaings par rapport au courant et la durée d'immersion (DAUVIN *et al.*, 2022). De plus, cette étude montre que la colonisation de tels blocs déployés sur les tables ostréicoles dans la zone intertidale est efficace pour tester la capacité des matériaux de construction à être colonisés.

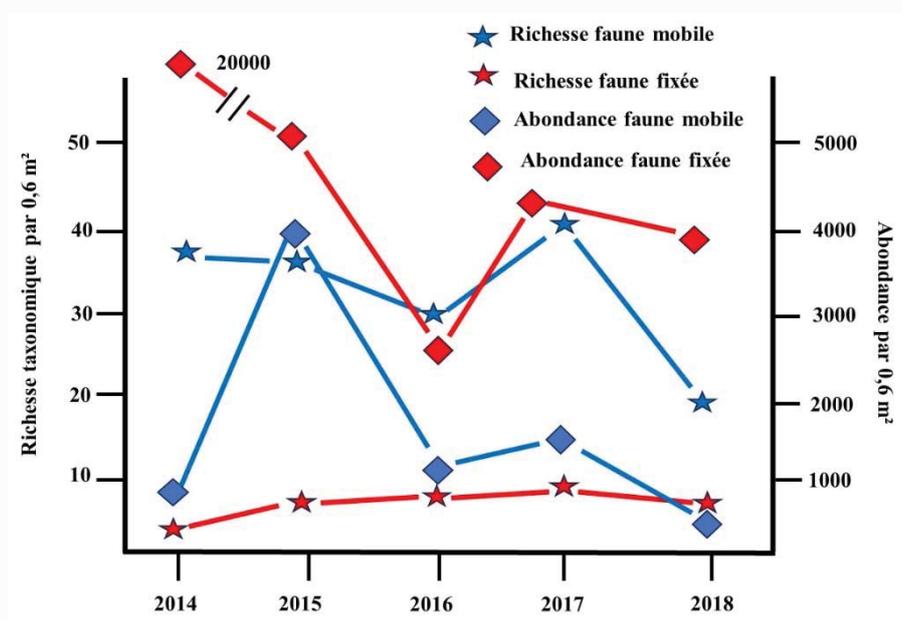


Figure 3. Evolution d'avril 2014 à avril 2018 de la Richesse Taxonomique et de l'abondance pour 0,6 m² de la faune fixée (sessile) et de la faune mobile (vagile) des parpaings posés sur des tables ostréicoles sur l'estran de Luc-sur-Mer (Côte du Calvados).

Outre l'expérimentation sur l'estran de Luc-sur-Mer, des RA assemblant des parpaings ont été immergés en 2015 sur deux sites (Bernières-sur-Mer BERN et en Rade de Cherbourg CHER (Figure 4) (VIVIER, 2021 ; VIVIER *et al.*, 2022). VIVIER *et al.* (2022) ont étudié la biodiversité et les assemblages faunistiques et floristiques de ces RA entre décembre 2019 et septembre 2020 soit cinq ans après leur immersion.

Un total de 40 taxa de macrofaune a été identifié dont 35 à BER et 37 à CHER. La faune est plus abondante à BER qu'à CHER ainsi que la biomasse et présente une variation saisonnière avec un minimum d'abondance de 374 ind.m² au printemps à CHER et un maximum de 2078 ind.m² à BERN en automne, et une biomasse minimale de 1,06 g Poids Sec Sans Cendres au printemps à CHER et un maximum de 3,75 g Poids Sec Sans Cendres à BERN. Un total de 18 macroalgues a été identifié dont 9 à BERN et 15 à CHER. La diversité des producteurs primaires est plus importante à CHER qu'à BERN et dominée par les algues rouges, le système est plus productif à CHER qu'à BERN, avec un système RA producteur à CHER et consommateur à BERN. Cette étude montre enfin des réponses très locales de colonisation et de production selon les endroits d'immersion pour le même type de RA et à des profondeurs comparables : eaux moins turbides en rade de Cherbourg qu'en baie de Seine et donc, conditions d'éclairement différentes.



Figure 4. Photos du récif RECIF (à droite) et d'un block biomimétique MARINEFF (à gauche) immergés sur les sites de la rade de Cherbourg et au large de Bernières-sur-Mer en Normandie (crédits photos Baptiste Vivier).

Suite au projet RECIF, le projet Européen transfrontalier INTERREG FMA Va MARINEFF « MARine Infrastructures EFFects » avait pour objectif de développer de nouvelles solutions permettant la valorisation, d'un point de vue écologique, de l'artificialisation d'espaces marins. L'éco-conception de ces infrastructures marines a permis d'associer développement humain et valorisation environnementale en apportant les mêmes avantages en termes de construction ou de protection, par exemple, que des

Lectures spéciales

blocs en béton classiquement utilisés pour les ouvrages marins (digue, enrochement artificiel...) tout en intégrant, dès leur conception, une dimension écologique avec la présence de différentes modifications de surface permettant de recréer des habitats pour la vie marine (Figure 4) (VIVIER, 2021).

Ces nouveaux modules MARINEFF ont été immergés sur les sites de Cherbourg le 21 septembre 2020 et Bernières-sur-Mer le 9 mars 2021. Un an après leur immersion en septembre 2021, la faune et la flore ayant colonisé les infrastructures RECIF (six ans d'immersion) et MARINEFF rugueux et lisse (un an d'immersion), ainsi que des substrats naturels et blocs de protection ont été étudiés. La communauté épibenthique a été échantillonnée par des plongeurs à l'intérieur de quadrats de 25 × 25 cm positionnés sur la surface horizontale et plane de chaque habitat. Tous les organismes du quadrat ont été grattés et échantillonnés à l'aide d'une suceuse reliée à des sacs à mailles de 500 µm. Au total, six quadrats par type d'habitat ont été échantillonnés, pour un nombre total de 30 quadrats (TAORMINA *et al.*, *soumis*).

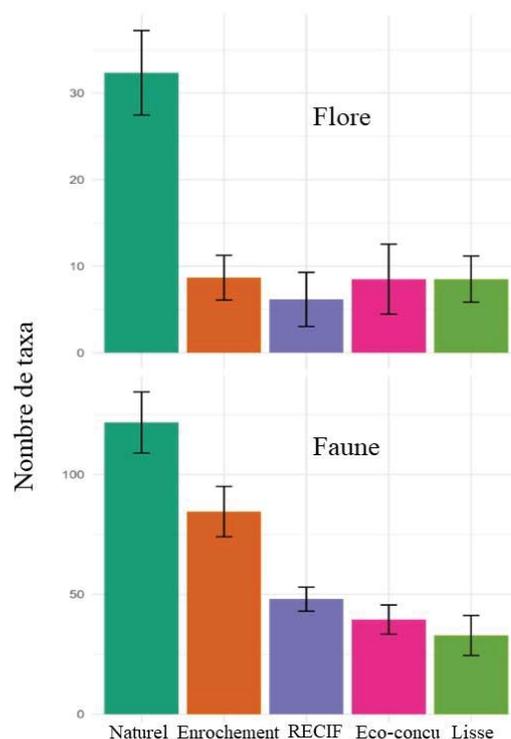


Figure 5. Richesse taxonomique de la flore (partie supérieure) et de la faune dans les cinq types de substrats grattés en septembre 2021 : substrat naturel, enrochement, récif de RECIF, récif de MARINEFF éco-conçu et bloc MARINEFF lisse (moyenne \pm écart type des 5 réplicats) d'après TAORMINA *et al.*, *soumis*).

Les assemblages faunistiques et floristiques associés à ces cinq substrats durs présentent des différences notables de colonisation bien qu'ils soient très proches. Un total de 382

taxa a été identifié, dont 312 taxa de faune (dominance de crustacés) et 70 de flore (dominance d'algues rouges). Bien que les habitats artificiels installés il y a six ans abritaient des communautés avec une diversité fonctionnelle et taxonomique caractéristique des communautés matures, celles-ci étaient encore significativement différentes de celles des habitats naturels qui sont les plus riches (Figure 5). À l'inverse, les modules MARINEFF, installés seulement depuis un an, présentaient une communauté pauvre dominée par des taxons opportunistes, ce qui est caractéristique des premiers stades de la succession écologique. Bien que les deux types de modules MARINEFF présentaient des propriétés physiques différentes (rugueux et anfractuosités versus lisse), ils abritaient des communautés similaires, ce qui suggère que l'ajout de rugosité comme mesure d'éco-ingénierie n'a pas eu d'impact significatif sur les caractéristiques de la communauté à ce stade de la succession écologique. Enfin, cette étude met en évidence la nécessité d'effectuer un suivi à long terme afin d'évaluer de manière exhaustive la colonisation benthique des structures artificielles, ce qui rejoint les remarques précédentes sur la prise en compte de l'ensemble des espèces et taxa venant coloniser les substrats durs ((TAORMINA *et al.*, *soumis*). D'ailleurs SALAUN (2022) et SALAUN *et al.* (2022a,b) ont souligné que la plupart des suivis écologiques des RA s'arrêtent à la fin des financements des projets et génèrent des suivis à court-terme ; très peu de suivis sont menés au-delà des 5 ans. De plus, souvent les suivis s'intéressent uniquement à deux compartiments : la mégafaune fixée et les poissons. La prise en compte de l'ensemble du biofouling du microphytobenthos aux macroalgues et de la macrofaune ainsi que la mégafaune mobile (crustacés, céphalopodes et poissons) est nécessaire pour construire le changement de chaîne trophique suite à l'immersion des infrastructures en mer et dans les milieux portuaires.

Outre des modules immergés et des mouillages biomimétiques, le projet MARINEFF a également promu l'installation de rockpools (piscine de pierre en forme de bénitier) afin d'accueillir des organismes marins dans un environnement peu diversifié comme une digue verticale et relativement lisse. D'abord installés en Angleterre sur les sites de Poole Harbour et Bouldnor, à Bournemouth et dans l'île de Wight, 24 rockpools ont été déployés en 2022, côté français, sur la digue extérieure du port de Ouistreham. Les cuvettes sont rapidement colonisées à la fois par des espèces de biofouling (balanes, ascidies et ulves) et par des espèces mobiles dont des amphipodes, des crevettes, et des poissons. 114 rockpools ont été installés dans trois sites des côtes anglaises (Poole Harbour, Yarmouth and Hamble Harbour) au cours du projet MARINEFF ; ainsi, un total de 65 taxa a été recensé dans les rockpools alors que seulement 40 taxa ont été dénombrés dans les fissures et crevasses de la digue (<https://www.bournemouth.ac.uk/research/research-action/artificial-rockpools>).

BONE *et al.* (2022a) ont étudié la faune estuarienne des sédiments vaseux retenus accidentellement dans des rockpools installés sur les digues du port de Little Hampton dans l'estuaire de l'Arun dans le bassin oriental de la Manche, côté anglais, un an après

Lectures spéciales

leur installation. De façon surprenante, la richesse faunistique des cuvettes artificielles est plus élevée que celles des vasières avoisinantes. Bien que les cuvettes aient été placées à des niveaux de marée plus élevés que la vasière du médiolittoral supérieur, leurs richesses en espèces étaient plus semblables à celles de la vasière du médiolittoral inférieur trouvées à la base des palplanches. Cette étude montre que les sédiments retenus à l'intérieur d'éléments éco-conçus sur les substrats durs peuvent créer un habitat pour les assemblages benthiques de substrat meuble.

Auparavant, FIRTH *et al.* (2016) avaient créé des cuvettes artificielles en béton placées entre des rochers sur les côtés exposés et abrités d'une route du port de Galway en Irlande et leur colonisation a été comparée à des témoins. Après 12 mois, l'échantillonnage non destructif a révélé une richesse moyenne et fonctionnelle significativement plus élevée dans les bassins inférieurs que dans les bassins supérieurs seulement du côté exposé aux vagues. Au bout de 24 mois, les bassins abrités avaient été comblés de sédiments, ce qui n'a pas permis aux rockpools de fonctionner comme prévu. Un nombre élevé de taxa rares dans les cuvettes inférieures a conduit à une richesse totale des taxa presque deux fois supérieure à celle des cuvettes supérieures.

PALVAAST *et al.* (2022) ont suivi photographiquement la colonisation de rockpools du port de Rotterdam (Pays-Bas) pendant plus de 15 mois montrant une succession écologique aboutissant à l'établissement d'un faciès à *Fucus*.

Concernant les infrastructures côtières, les facteurs de risque de diminution de la biodiversité locale ont été mis en avant par BULLERI & CHAPMAN (2004, 2010). De plus, EVANS *et al.* (2016) ont montré que l'amélioration de la biodiversité était dépendante de la composition des bétons, de la rugosité de surface et de la présence d'anfractuosités. HAYEK *et al.* (2022) et BONE *et al.* (2022b) ont, quant à eux, fait des revues de la bibliographie scientifique sur les mécanismes, les facteurs clés et les effets de la colonisation afin d'améliorer la bio-réceptivité des infrastructures en béton utilisées dans les écosystèmes marins.

L'objectif principal du projet CHERLOC (CHERbourg-bLOC) était de créer et d'étudier deux sites pilotes en région Normandie en intégrant deux types de blocs artificiels à des digues existantes (rade de Cherbourg, port de Ouistreham) à travers des approches d'acceptabilité sociale, d'amélioration de la biodiversité marine et d'ingénierie côtière (MOUAZE *et al.*, 2020). En effet, des conditions hydrodynamiques sévères impliquent l'emploi de blocs de béton à la place d'engrègements naturels afin d'assurer une stabilité hydraulique de l'ouvrage de protection et également de limiter les franchissements. Un bloc de carapace (DOUBLE-CUBE) a été développé au sein du laboratoire UMR M2C (Morphodynamique Continentale et Côtière) possédant de nombreux atouts (performance, facilité de pose, multi-usages), cependant il n'a pas encore atteint le stade de démonstrateur industriel. De plus, l'entreprise ARTELIA a conçu une nouvelle génération de blocs de pied pour les digues à talus : les ACCROBERMTMII qui se substituent à la butée de pied (stabilisation de la carapace) grâce à sa forme circulaire. Du

fait de sa forme creuse, sa stabilité est également assurée par un remplissage à l'aide d'enrochements. Les structures ont été mises en place en juin 2021 et le suivi écologique a été fait pendant un temps (Figure 6).

Sur les deux sites, les balanes *Semibalanus balanoides* colonisent rapidement les infrastructures. Au bout d'un an de suivi des structures, compte tenu du niveau très élevé sur l'estran, il y a peu de colonisation floristique et faunistique à Ouistreham ; en revanche, en rade de Cherbourg, il y a une colonisation rapide en microphytobenthos et par des ulves, broutés par des gastéropodes dont des patelles et des gibbules montrant l'établissement rapide d'un réseau trophique simple entre producteurs primaires et herbivores (PAIREAU *et al.*, 2023).



Figure 6. Double cube et ACCROBERMTMII. A droite sur le site de Ouistreham et à gauche sur le site de la rade de Cherbourg, digue du Collignon (crédits photos Dominique Mouazé, M2C Caen).

Le nouveau terre-plein du port de Brest accueille les projets de construction d'éoliennes marines, la digue a été équipée d'éco-blocs en béton sur trois niveaux hypsométriques et bathymétriques avec objectif de limiter les impacts écologiques de cette nouvelle construction dans un milieu portuaire (CARLIER *et al.*, 2022). Les premiers résultats montrent des différences nettes de colonisation entre les blocs émergés et immergés ; de plus, les communautés immergées des éco-blocs se distinguent de celles des mares naturelles qui sont plus riches que les éco-blocs. De même, JAVEL *et al.* (2023) ont évalué la plus-value écologique des cuvettes rocheuses artificielles intégrées aux ouvrages maritimes d'après des retours d'expériences en Atlantique et Méditerranée. Ces structures artificielles offrent un environnement (rétention d'eau à marée basse) favorable à la

Lectures spéciales

colonisation rapide par des espèces fixées et mobiles ; dans tous les cas, la faune et la flore de ces infrastructures artificielles se distinguent de celles des milieux naturels.

HICKLING & MURPHY (2022) ont conçu des Reef Cubes® dont 11 éléments ont été immergés le 2 juin 2021 dans le nord de Torbay dans le Devon, en Angleterre, en Manche occidentale, sur des fonds de vase sableuse par 11 m de profondeur. Des échantillonnages ont été effectués avant et après au printemps et à l'automne 2021, de jour comme de nuit. Des relevés par vidéo sous-marine ont permis d'identifier les espèces benthiques et démersales mobiles pendant des enregistrements de 30 minutes. Des augmentations saisonnières de l'abondance totale et du nombre total d'espèces ont été constatées, celles-ci étant significativement plus importantes sur les sites récifaux que sur les substrats meubles environnants. Il y avait également des différences significatives dans la composition des communautés animales des sites récifaux et non récifaux qui n'avaient pas été observées avant la construction indiquant un effet bénéfique des Reef Cubes® pour la biodiversité de la baie de Torquay.

Dans le port de Rotterdam, Pays-Bas, au début du printemps 2018, PAALVAST *et al.* (2002) ont fixé des éco-modules pour soutenir des pieux de jetées dans la partie polyhaline du port. L'objectif premier de ces éco-modules était d'augmenter la biodiversité et la bio-productivité et des bassins portuaires et des voies navigables, en « verdissant » les structures d'infrastructures nautiques, qui autrement supportent peu d'espèces. Environ un quart de l'éco-module dépasse du niveau de l'eau à marée basse, l'autre partie est en permanence immergée. Cinq types différents d'éco-modules ont été testés et suivis au cours des étés 2018 et 2019. Plusieurs espèces d'algues ont colonisé les éco-modules dont les ulves présentes dans les cinq structures artificielles, alors que le fucus vésiculeux n'était présent que sur deux types d'éco-module. Pour la macrofaune, certains groupes/espèces (co-) dominaient les différents types d'éco-modules avec des faunes différentes selon les modules : balanes et *Crassostrea gigas* (huîtres du Pacifique), ascidies, hydrozoaires, bryozoaires, tandis qu'avec une couverture de près de 100% de la moule bleue, *Mytilus edulis* dominait seulement dans un des cinq éco-modules. Les plaques de référence en béton montraient de meilleurs résultats à la fois en termes de biodiversité et de bio-productivité. Le nombre total d'espèces de macrofaune présentes sur les éco-modules variait de 23 à 39.

6. Conclusions

Les principes de la réhabilitation écologique en zone portuaire ont été revus par BOUCHOUCHA *et al.* (2022) qui soulignent que le paysage de la réhabilitation écologique en zone portuaire a considérablement évolué ces dix dernières années, avec la création d'une filière de génie écologique mondiale, avec une complexification des ouvrages et la création de micro-habitats pour stimuler la biodiversité. Les objectifs de l'installation d'infrastructures artificielles dans les ports diffèrent selon les projets : création de zones refuges contre les prédateurs pour des juvéniles de poissons,

recolonisation par des espèces locales ou des espèces structurantes. La plupart des suivis réalisés lors d'études pilotes ont montré des résultats très encourageants : les structures éco-conçues créent le plus souvent des conditions propices au développement de communautés fixées et sessiles diversifiées, avec une plus grande abondance d'individus que sur des structures « classiques ».

En Méditerranée, des études menées sur les juvéniles de poissons colonisant les structures artificielles dans des zones portuaires ont mis en évidence que ces derniers sont capables de s'installer et se maintenir en zones portuaires. La mise en place de microstructures artificielles complexes dans les ports permettrait de multiplier par deux les densités de juvéniles de poissons qui colonisent ces milieux (BOUCHOUCHA *et al.* (2022)). Ces auteurs rappellent que les objectifs de ces opérations ne sont que très rarement définis en amont de façon claire, de même les buts sont peu précis et très rarement quantifiés. Faute de définition, la notion de succès d'une opération devient floue : ce qui est vu comme une réussite par certains peut être considéré de façon plus mitigée par d'autres. Ces remarques rejoignent l'analyse sociogéographique des RA de SALAUN (2022) qui souligne que les immersions de RA ont été initiées pour 70 % des cas par des pêcheurs et cofinancées dans 72 % des cas par les collectivités territoriales à l'échelle locale ou régionale. Malgré une absence de planification à l'échelle nationale, les sites de RA en France ont réussi à voir le jour en s'appuyant essentiellement sur les acteurs territoriaux et locaux. Enfin, la thèse de Jessica SALAUN (2022) montre comment les RA, en tant qu'outil d'aménagement, créent une dynamique territoriale d'échanges entre les acteurs locaux afin d'assurer une gestion durable et pérenne du territoire marin côtier. Enfin, les expérimentations de restauration apparaissent généralement opportunistes, au coup par coup, avec peu voire pas de réflexion à l'échelle globale des territoires (BOUCHOUCHA *et al.*, 2022 ; SALAUN 2022). Ainsi, même si les résultats des opérations pilotes sont généralement encourageants, leur efficacité à grande échelle et sur le long-terme pose encore question, trop de suivis s'arrêtant au bout de quelques années et ne se poursuivent pas au-delà des financements obtenus pour les installer (SALAUN 2022).

Au-delà des effets sur la biodiversité, peu d'études ont été réalisées sur les effets des implantations des RA sur les réseaux trophiques (SALAUN *et al.*, 2023 ; RAOUX *et al.*, 2022 et *soumis*). Ainsi, des modèles de réseaux trophiques ont été construits avant et après l'implantation des RA dans les deux zones : en Rade de Cherbourg et dans la concession de Capbreton (RAOUX *et al.*, 2022). L'approche Ecopath with Ecosim (EwE) a été utilisée pour modéliser les réseaux trophiques sur les deux sites. Ainsi, quatre modèles Ecopath ont été construits : deux modèles Ecopath appelés « Avant l'implantation de RA en Rade de Cherbourg » et « Avant l'implantation de RA dans les Landes artificielles » et deux autres modèles après implantation des RA « Après l'implantation de RA en Rade de Cherbourg » et « Après l'implantation de RA dans les Landes artificielles » (SALAUN *et al.*, 2023 ; RAOUX *et al.*, *soumis*).

Lectures spéciales

Pour les Landes, le modèle d'écosystème Ecopath est composé de 23 compartiments, depuis des détritits et le phytoplancton aux mammifères, et décrit la situation "avant" et "après" le déploiement des AR (SALAUN *et al.*, 2023). De plus, les indices ENA (Ecological Network Analysis) sont calculés pour les deux périodes, "avant" et "après" le déploiement des RA, afin de comparer le fonctionnement du réseau et les propriétés globales du réseau trophique structurel. Les résultats montrent peu de changements structurels dans l'écosystème, avec un réarrangement des niveaux trophiques et une augmentation simultanée de la biomasse et de la maturité du système.

Pour les deux modèles de la Rade de Cherbourg, 25 compartiments fonctionnels ont été sélectionnés allant des détritits aux oiseaux marins et aux mammifères. Par rapport aux Landes, deux compartiments de producteurs benthiques primaires (microphytobenthos et macroalgues) ont été ajoutés (RAOUX *et al.*, *soumis*). En effet, la principale particularité du système AR de Cherbourg est le développement important de macro-algues en raison de conditions favorables à leur implantation : faible profondeur (7 m en moyenne) avec forte pénétration de la lumière à cette profondeur, un environnement de substrat dur naturel colonisé par une grande diversité de macro-algues et l'immersion d'un nouveau substrat dur AR vierge à la colonisation (VIVIER, 2021 ; VIVIER *et al.*, 2021 ; TAORMINA *et al.*, *soumis*). La biomasse des macro-algues représentait 9 % de la biomasse vivante totale du système ; de même, celles des détritits et des bactéries ont augmenté après l'installation du récif artificiel. Au total, la biomasse a augmenté d'environ 32 % entre les deux périodes. Toutefois, la structure et le fonctionnement du système Rade de Cherbourg après le déploiement des AR présentaient des fonctionnalités similaires à celles des AR des Landes ; ainsi, les AR ne semblent pas avoir d'influence nette sur l'augmentation de la complexité du système, hormis d'être plus mature après leur déploiement (RAOUX *et al.*, *soumis*). En bref, cet indice de maturité pourrait être utilisé comme nouvel indicateur d'évaluation de l'évolution des AR ayant des objectifs de gestion spécifiques.

Enfin, les résultats scientifiques montrent que les milieux portuaires artificialisés présentent des conditions favorables à la diversité marine. Bon nombre de projets concernent ces milieux fortement anthropisés et la diversité des infrastructures éco-conçues. En revanche dans les eaux du large, pour les infrastructures éoliennes, il y a une grande timidité des aménageurs : absence de nouveaux matériaux favorisant l'hétérogénéité de surface, absence de trous et anfractuosités dans les fondations gravitaires pour favoriser leur colonisation par une abondante biodiversité tout comme une réflexion sur les types et tailles des enrochements mis au pied des turbines pour éviter une érosion autour des piles.

Dans le futur, il conviendra de favoriser les identifications de l'ensemble des espèces colonisant ces nouvelles infrastructures, d'en estimer les biomasses afin de multiplier les approches fonctionnelles : rôle de la faune du biofouling dans le réseau trophique des producteurs primaires aux poissons notamment les juvéniles fréquentant les bassins

portuaires. De plus, il est recommandé de mettre en place des suivis à long-terme (> 5 ans voir 10 ans), cette pérennité des suivis permettront de mieux mesurer les gains nets de biodiversité, de diversité structurelle et fonctionnelle y compris le rôle trophique de ces infrastructures écoconçues (TAORMINA *et al.*, 2022).

Remerciements

Je remercie l'Université de Caen Normandie pour ma reconnaissance comme Professeur Émérite et le CNRS Délégation Régionale de Normandie pour l'accès au bâtiment hébergeant l'UMR M2C. Je remercie mon collègue Daniel Levacher, professeur émérite à l'Université de Caen Normandie pour son invitation aux XVIII^{èmes} Journées Nationales Génie Côtier - Génie Civil qui se sont tenues à Anglet du 25 au 27 juin 2024.

7. Références bibliographiques

- BISHOP J.D.D., WOOD C.A., LEVEQUE L., YUNNIE A.L.E., VIARD F. (2015a). *Repeated rapid assessment surveys reveal contrasting trends in occupancy of marinas by non-indigenous species on opposite sides of the western English Channel*. Marine Pollution Bulletin, Vol. 95, pp 699-706. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.11.043>
- BISHOP J.D.D., WOOD C.A., YUNNIE A.L.E., GRIFFITHS C.A. (2015b). *Unheralded arrivals: non-native sessile invertebrates in marinas on the English coast*. Aquatic Invasions, Vol. 10, pp 249-264. <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2015.10.3.01>
- BONE J.R., STAFFORD R., HALL A.E., BOYD I., GEORGE N., HEBERT R.J.H. (2022a). *Estuarine infauna within incidentally retained sediment in artificial rockpools*. Frontiers in Marine Science, Vol. 8, pp 780720. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.780720>
- BONE J.R., STAFFORD R., HALL A.E., HEBERT R.J.H. (2022b). *The intrinsic primary bioreceptivity of concrete in the coastal environment – a review*. Developments in the Built Environment, Vol. 10, pp 100078. <https://doi.org/10.1016/j.dibe.2022.100078>
- BOUCHOUCHA M., CARLIER A., CURD A. (2022). *Les promesses de la réhabilitation écologique en zone portuaire*. Encyclopédie de l'Environnement. ISSN 2555-0950, <http://www.encyclopedie-environnement.org/?p=16919>
- BOUCHEMOUSSE S. (2015). *Dynamique éco-évolutive de deux ascidies congénériques et infertiles, l'une indigène et l'autre introduite, dans leur zone de sympatrie*. Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris.
- BRETON G. (2005). *Le port du Havre (Manche orientale, France) et ses peuplements, un exemple de domaine paralique en climat tempéré*. Bulletin de la Société Zoologique de France, Vol. 130, pp 381-423.
- BRETON G., VINCENT T., PAINBLANC A., DUCHEMIN A. (2005). *L'endofaune des bassins du port du Havre (Manche orientale)*. Bulletin de la Société Géologique de Normandie et des Amis du Muséum du Havre, Vol. 92, pp 5-18.

Lectures spéciales

- BRETON G. (2014). *Espèces introduites ou invasives des ports du Havre, d'Antifer et de Rouen (Normandie, France)*. Hydroécologie Appliquée, Vol. 18, pp 23-65. <https://doi.org/10.1051/hydro/2014003>
- BULLERI F., CHAPMAN M.G. (2004). *Intertidal assemblages on artificial and natural habitats in marinas on the north-west coast of Italy*. Marine Biology, Vol. 145, pp 381-391. <https://doi.org/10.1007/s00227-004-1316-8>
- BULLERI F., CHAPMAN M.G. (2010). *The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments*. Journal of Applied Ecology, Vol. 47, pp 26-35. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01751.x>
- CARLIER A., CURD A., DROUAI G., GAUFF R., TANCRA Y. A. (2022). *Apport écologique d'un projet d'éco-ingénierie sur la digue du nouveau polder du port de Brest*. Poster, Les Habitats rocheux intertidaux et subtidaux des façades Manche – Mer du Nord –Atlantique, 16-18 novembre 2022, Océanopolis, Brest.
- CHABOT R., BOURGET, E. (1988). *Influence of substratum heterogeneity and settled barnacle density on the settlement of cypris larvae*. Marine Biology, Vol. 97, pp 45-56. <https://doi.org/10.1007/BF00391244>
- CHARLES M., FAILLETTAZ R., DESROY N., FOURNIER J., COSTIL K. (2018). *Distribution, associated species and extent of biofouling “reefs” formed by the alien species Ficopomatus enigmaticus (Annelida, Polychaeta) in marinas*. Estuarine Coastal and Shelf Science, Vol. 212, pp 164-175. <https://doi.org/10.1016/j.eess.2018.07.007>
- DAUVIN J.C. (2008). *The main characteristics, problems, and prospects for Western European coastal seas*. Marine Pollution Bulletin, Vol. 57, pp 22-40. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.10.016>
- DAUVIN J.C., BAKALEM A., BAFFREAU A., GRIMES S. (2017). *Benthic ecological Status of Algerian harbours*. Marine Pollution Bulletin, Vol. 125, pp 378-388. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.049>
- DAUVIN J.C., FOVEAU A. (2019). *One-year colonisation by zoobenthic species on an ecofriendly artificial reef in the English Channel intertidal zone*. In: KOMATSU T., CECCALDI H.J., YOSHIDA J., PROUZET P., HENOCQUE Y. (Eds) Oceanography Challenges to Future Earth, Springer, p 285- 294. https://doi.org/10.1007/978-3-030-00138-4_22
- DAUVIN J.C., DELOOR M., PEZY J.P., RAOUX A., CLAQUIN P., FOVEAU A. (2021). *Four years-temporal survey of an intertidal artificial reef in the English Channel*. Journal of Marine Science and Engineering Vol 9, pp. 1174. <https://doi.org/10.3390/jmse9111174>
- DAUVIN J.C., DELOOR M., PEZY J.P., RAOUX A., CLAQUIN P., FOVEAU A. (2022). *Effects of material composition and face block exposure on the long-term (2014-2018) colonisation of an intertidal RECIF artificial reef in the bay of Seine*. IOP Conference Series: Materials Sciences and Engineering, Vol. 1245, 012006. [doi:10.1088/1757-899X/1245/1/012006](https://doi.org/10.1088/1757-899X/1245/1/012006)

- DUVAL C. (2022). *Caractérisation des HABITATS BIOgéniques de substrats durs dans les MARinas NORmandes*. Rapport Master Sciences de la Mer, Sorbonne Université, Paris, France.
- EVANS A. J., FIRTH L.B., HAWKINS S.J., MORRIS E.S., GOUDGE H., MOORE P.J. (2016). *Drill-cored rock pools: an effective method of ecological enhancement on artificial structures*. *Marine and Freshwater Research*, Vol. 67, pp 123-130. <https://doi.org/10.1071/MF14244>
- FABI G., SPAGNOLO A., BELLAN-SANTINI D., CHARBONNEL E., ÇIÇEK B.A., GOUTAYER GARCIA J.J., JENSEN A.C., KALLIANIOTIS A., NEVES DOS SANTOS M. (2011). *Overview on artificial reefs in Europe*. *Brazilian Journal of Oceanography*, Vol. 59, pp 155-166. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592011000500017>
- FIRTH L.B., BROWNE K.A., KNIGHTS A.M., HAWKINS S.J., NASH R. (2016). *Eco-engineered rock pools: a concrete solution to biodiversity loss and urban sprawl in the marine environment*. *Environmental Research Letters*, Vol. 11, pp 094015. doi 10.1088/1748-9326/11/9/094015
- FOVEAU A, DAUVIN JC, RUSIG AM, MUSSIO I, AND CLAQUIN P (2015). *Colonisation à court terme par le benthos sur un éco-récif artificiel*. In: BOUTOUIL M., LÉBOULANGER S. (Eds). *Proceedings of the RECIF Congress on artificial reefs: from materials to ecosystems*. ESITC Caen, France, ISBN 978626955176646065, p 119-126.
- HAYEK M., SALGUES M., SOUCHE J.C., WEERDT K.D., PIOCH S. (2022). *From concretes to bioreceptive concretes, influence of concrete properties on the biological colonization of marine artificial structures*. *IOP Conference Series: Materials Sciences and Engineering*, Vol. 1245, 012008. doi:10.1088/1757-899X/1245/1/012008
- HICKLING S.J.S., MURPHY J.A.J. (2022). *Preliminary evidence of early Reef Cube® enhancements to mobile benthic ecosystems*. *IOP Conference Series : Materials Sciences and Engineering*, Vol. 1245, 012005. doi: 10.1088/1757-899X/1245/1/012015
- JAVEL F., GAUFF R., CURD A., CARLIER A., DROUAL G., BOUCHOUCHA M., DE VOGÜE B., MANGIALAJO LUISA, THIBAUT T., PUISSANT C., LE LAN C. (2023). *Plus-value écologique des cuvettes rocheuses artificielles intégrées aux ouvrages maritimes : premiers retours d'expérience en Atlantique et Méditerranée*. 13èmes Assises Port du futur & Journées Méditerranéennes de l'AIPCN. 25-27 octobre 2023, Sète. https://www.portdufutur.fr/sites/portdufutur/files/fichiers/2023/12/JMed23_27_A5_Javel.pdf
- JENSEN A., COLLINS K.J., LOCKWOOD A.P.M. (Eds) (2000). *Artificial reefs in European seas*. Springer Science and Business Media, B. V. Dordrecht. Boston: Kluwer Academic Publishers.
- LAPINSKI M., PERROT M., SAULEAU P. (2022) *Can port concrete infrastructures be optimized to promote algal and macrofaunal colonisation in the marine intertidal zone? Case study of Port Haliguen (Brittany, France)*. *IOP Conference Series: Materials Sciences and Engineering*, Vol. 1245, 012001. doi:10.1088/1757-899X/1245/1/012001

Lectures spéciales

- MASSE C., VIARD F., HUMBERT S., ANTAJAN E., AUBY I., BACHELET G., BERNARD G., BOUCHET V., BUREL T., DAUVIN J.C., DELEGRANGE A., DERRIEN S., DROUAL G., GOULLIEUX B., GOULLETQUER P., GUERIN L., JANSON A.L., JOURDE J., LABRUNE C., LAVESQUE N., LECLERC J.C., LE DUFF M., LE GARREC V., NOËL P., NOWACZYK A., PERGENT C., PEZY J.P., RAYBAUD V., RUITTON S., SAURIAU P.G., SPILMONT N., THIBAUT D., VINCENT D. CURD A. (2023) *Overview of marine non-indigenous species in the three contrasted biogeographic regions characterising the French metropolitan coast*. Diversity Vol. 5, pp 161. <https://doi.org/10.3390/d15020161>
- MOUAZE D., CUNGE E., CLAQUIN P., SALINAS A., CARPENTIER G., QUENTRIC L., Cyril GIRAUDEL C., PAIREAU O., LEFEEZ S., CORDELLIER M., SAFARI I., PEZY J.P., DAUVIN J.C. (2020). *Projet CHERLOC : Etude comparative d'un linéaire côtier protégé par des blocs artificiels à travers des approches sociétales, de biodiversité et d'ingénierie*. XVIème Journées Nationales Génie Côtier – Génie Civil Le Havre, 2020. Editions Paralia CFL, disponible en ligne – <http://www.paralia.fr> – available online, pp 767-476. doi:10.5150/jngcgc.2020.053
- PAIREAU O., CUNGE E., GIRAUDEL C., MOUAZE D., RAOUX R., CHARBONNELLE M., VAN PAEMELEN R., A. GUTIERREZ A., BAUMBACH M., DAUVIN J.C., P. CLAQUIN P., M. DELOOR M., PEZY J.P. (2023). *The CHERLOC project: an experimental case study of marine structures combining engineering and biodiversity*. Proceedings of the ICE Coasts, Marine Structures and Breakwaters, Apr 2023, London, United Kingdom, 15 pp.
- PAALVAST P., VAN WESENBEECK B.K., VAN DER VELDE G., DE VRIES M. B. (2012). *Pole and pontoon hulac: an effective way of ecological engineering to increase productivity and biodiversity in the hard-substrate environment of the port of Rotterdam*. Ecological engineering Vol. 44, pp 199-209. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.04.002>
- PAALVAST P. (2015). *The role of geometric structure and texture on concrete for algal and macrofaunal colonization in marine and estuarine intertidal zone*. In: Proceedings of the RECIF Congress on Artificial Reefs: From Materials to Ecosystems, ESITC, Caen, France, 2015; BOUTOUIL M., LÉBOULANGER S. (Eds), ESITC: Caen, France, 2015, pp 77-84. ISBN 978626955176646065.
- PAALVAST P., WOLF R., FAASSE M. (2022). *Effectiveness of ecomodules in increasing aquatic biodiversity and bioproductivity in a port environment*. IOP Conference Series: Materials Sciences and Engineering, Vol. 1245, pp 012005. doi:10.1088/1757-899X/1245/1/012005
- PERKOL-FINKEL S., SHASHAR N., BENAYAHU Y. (2006). *Can artificial reefs mimic natural reef communities? The roles of structural features and age*. Marine Environmental Research, Vol. 61, pp 121-135. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2005.08.001>

- PEZY J.P., BAFFREAU A., RUSIG A.M., MUSSIO I., RAOUX A., DAUVIN J.C. (2021). *Non-Indigenous species in marine and brackish waters along the Normandy coast*. BioInvasions Records, Vol. 10, pp 755-774. <https://doi.org/10.3391/bir.2021.10.4.01>
- PEZY J.P., RAOUX A., BOISSERIE R., DAUVIN J.C. (2022). *Enhancing marine coastal biodiversity in Normandy: towards a new species signalling network using Artificial Structures*. IOP Materials Sciences and Engineering, Vol. 1245, pp 012007. doi:10.1088/1757-899X/1245/1/012007
- PRUVOT C., EMPIS A., DHAINAUT-COURTOIS N. (2000). *Présence du mollusque bivalve Corbula gibba (Olivi, 1792) dans les sédiments meubles du port Est de Dunkerque (Mer du Nord)*. Bulletin de la Société Zoologique de France, Vol. 125, pp 75-82.
- RAOUX A., PEZY J.P., BOISSERIE R., LEGRAIN M., DAUVIN J.C. (2022a). *Projet ENBIMANOR ENrichissement de la BIodiversité MARine Littorale en NORmandie : vers un réseau de signalisation d'espèces nouvelles (introduites et extensions biogéographiques)*. Rapport UMR Morphodynamique Continentale et Côtière à l'Agence de l'Eau Seine-Normandie.
- RAOUX A., SALAUN J., PEZY J.P., PIOCH S., DAUVIN J.C. (2022b). *Ecosystem approach of artificial reef through trophic web modelling*. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, Vol. 1245, pp 01204. doi:10.1088/1757-899X/1245/1/012004
- RAOUX A., SALAUN J., PEZY J.P., VIVIER B., NAVON M., DELOOR M., CLAQUIN P., PIOCH S., NIQUIL N. DAUVIN J.C. (soumis). *Trophic modelling, a key framework to provide adapted metrics to feedback ecological performance of artificial structures*. Regional Studies in Marine Science.
- SALAUN J., PIOCH S., DAUVIN J.C. (2022a). *Les récifs artificiels, un outil d'aménagement du milieu marin évolutif : approche géographique en France métropolitaine*. Norois, Vol. 263, pp 7-29. <https://doi.org/10.4000/norois.12029>
- SALAUN J., PIOCH S., DAUVIN J.C. (2022b). *The involvement of actors in the English Channel through a socio-ecological approach applied to artificial reefs*. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, Vol. 1245, pp 01209. doi:10.1088/1757-899X/1245/1/012009
- SALAÜN J. (2022). *Vers une approche socio-écologique d'évaluation de la performance de projets d'aménagements côtiers avec des récifs artificiels. Etude de cas sur trois régions biogéographiques maritimes en France métropolitaine*. Thèse Université Paul Valéry Montpellier 3.
- SALAÜN J., RAOUX A., PEZY J.P., SYLVAIN P., DAUVIN J.C. (2023) *Trophic modelling approach of Artificial Reefs ecosystem changes in the Bay of Biscay*. Regional Studies in Marine Science, Vol. 63, pp 103100. doi 10.1088/1757-899X/1245/1/012004
- SALGUES M., PIOCH S., SOUCHE J.C., DE WEERDT K. (2020). *L'écoconception maritime : une révolution pour les maitres d'ouvrages*. Revue Paralia, Vol. 13, pp 1-18. <https://doi.org/10.5150/revue-paralia.2020.n01>

Lectures spéciales

SOUCHE J.C., PIOCH S., SALGUES M., de WEERDT K., AGOSTINI A., HAYEK M. (2019). *De la conception à l'éco-conception des ouvrages maritimes : intégrer la nature au projet d'aménagement maritime*. Revue Paralia, Vol. 12, pp 1-26. doi: <https://doi.org/10.5150/revue-paralia.2019.n01>

TAORMINA B., CLAQUIN P., VIVIER B., NAVON M., PEZY J.P., RAOUX A., DAUVIN J.C. (2022) *A review of methods and indicators used to evaluate the ecological modifications generated by artificial structures on marine ecosystems*. Journal of Environment Management Vol. 310, pp 114646. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114646>

TAORMINA B., LECLERC J.C., RUSIG A.M., NAVON M., DELOOR M., PASCAL CLAQUIN P., DAUVIN J.C. (soumis). *Diversity and structure of epibenthic communities across subtidal artificial hard habitats in the Bay of Cherbourg (English Channel)*. Biofouling.

VIAL M., CAPLAT C., COSTIL K., GUEUNE H., AGOGUE J., GISSAT L. (2023). *Sessile communities in under-pressured coastal ecosystems: the case of French harbours in the English Channel*. Coast Caen 2023, The 19th French-Japanese Oceanography Symposium, Compilation of abstracts, pp 46.

VIVIER B., DAUVIN J.C., NAVON M., RUSIG A.M., MUSSIO I., ORVAIN F., CLAQUIN P. (2021). *Marine artificial reefs in the world, a literature analysis of their designs, objectives and effectiveness*. Global Ecology Distribution Vol. 27, pp e01538. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01538>

VIVIER B. (2021). *Rôle de la colonisation d'infrastructures marines sur la production et la biodiversité des écosystèmes côtiers en Manche*. Thèse Université de Caen Normandie, Caen, France

VIVIER B., DAUVIN J.C., NAVON M., CHASSELIN, L., DELOOR, M., RUSIG, A.M., MUSSIO, I., BOUTOUIL, M., SALAUN, J., CLAQUIN, P. (2022). *Diversity, structures assemblages and production of benthic communities on artificial reefs, a comparative case study in the English Channel*, IOP Conf. Ser.: Mater. Sci. Eng. 1245 012003. doi:10.1088/1757-899X/1245/1/012003