

**PRE**

**SIONS**

**ET**

**GOLFE DE GASCOGNE**

**IM**

**PACTS**

# PRESSIONS ET IMPACTS

## GOLFE DE GASCOGNE

JUIN 2012

# PRESSIONS BIOLOGIQUES ET IMPACTS ASSOCIÉS

## Espèces non indigènes

### Espèces non indigènes : vecteurs d'introduction et impacts

Frédéric Quemmerais-Amice (AAMP, Brest)

Contributeurs et relecteurs scientifiques :

Patrice Francour (Université de Nice-Sophia Antipolis),

Daniel Masson (Ifremer, La Tremblade),

Laurence Miossec (Ifremer, Nantes),

Marc Verlaque (Université Aix-Marseille II).



## 1. LA NOTION D'ESPÈCE NON INDIGÈNE, ÉLÉMENTS DE DÉFINITION

Les **espèces non indigènes** désignent les espèces, sous-espèces ou taxons inférieurs transportés par l'homme en dehors de leur aire de répartition et de dispersion naturelle et potentielle [1] [2]. Le tableau 1 présente les différents statuts d'espèces non indigènes et leurs impacts théoriques sur le milieu. L'introduction génère une discontinuité géographique entre l'aire de répartition géographique naturelle et la nouvelle aire. Cette définition inclut les parties, gamètes ou propagules, des espèces pouvant survivre et ultérieurement se reproduire.

L'expression « espèce non indigène » utilisée dans la DCSMM regroupe l'ensemble des espèces non-natives.

L'analyse présente une synthèse des vecteurs d'introduction et des impacts connus pour les espèces invasives actuellement problématiques.

DÉFINITION DCSMM	TERMES ANGLAIS	TERMES SYNONYMES	SIGNIFICATION	IMPACT PROBABLE
INTRODUITE	Introduced species	Non native, alien, non indigenous, exotique	L'organisme, ou ses propagules, a franchi une barrière géographique grâce aux activités humaines	Nul
OCCASIONNELLE	Casuals	Persisting after cultivation, occasional escapes, «adventive», occasionnelle	L'organisme se reproduit dans sa nouvelle région, mais ne peut se maintenir à long terme	Nul à négligeable
NATURALISÉE	Naturalized species	Established, espèce naturalisée	L'organisme se reproduit de façon autonome et régulière dans sa nouvelle région et se maintient sur le long terme	Faible à significatif
INVASIVE	Invasive species (pour l'auteur, le caractère invasif commence à Naturalized species)	-	Espèce envahissante modifiant la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes indigènes	Fort
TRANSFORMATRICE	Transformer	-	Espèce qui bouleverse le fonctionnement du milieu indigène en créant un nouvel écosystème	Très fort

Tableau 1 : Définition des statuts d'espèces non indigènes et impacts théoriques (d'après Boudouresque, 2008 (3)).

## 2. LES VECTEURS D'INTRODUCTION D'ESPÈCES MARINES NON INDIGÈNES

### 2.1. GÉNÉRALITÉS

On peut regrouper les modalités d'introduction en trois catégories : les introductions **délibérées**, les espèces **évadées**, qui sont importées intentionnellement mais dont l'introduction dans le milieu naturel n'est pas délibérée, et les espèces **clandestines**, qui sont transportées de façon non intentionnelle [3].

Les vecteurs d'introduction primaire, de la région donneuse à la région receveuse, peuvent être différents des vecteurs de dissémination à l'intérieur de la région receveuse. Ces vecteurs, couplés aux paramètres environnementaux, expliquent souvent la dissémination puis l'invasion des espèces non indigènes à l'intérieur de la région receveuse.

À l'échelle de la sous-région marine golfe de Gascogne, les principaux vecteurs d'introduction et de dissémination sont le transport maritime et les cultures marines [4] [5]. Ces activités humaines ont historiquement constitué et constituent encore les sources majoritaires d'introduction d'espèces non indigènes [6] [7] [8] [9] [10].

VECTEUR D'INTRODUCTION	SIGNIFICATION	MODALITÉ D'INTRODUCTION	IMPORTANCE PROBABLE	PRINCIPAUX GROUPES D'ESPÈCES NON INDIGÈNES CONCERNÉES
CULTURE MARINE	Espèces importées intentionnellement pour l'élevage et organisme accompagnant les espèces cultivées	Introductions délibérées, espèces évadées et clandestines	<b>Forte</b> : référencé comme une des principales causes d'introduction d'espèces marines (Gollash et al. 2009)	Algues, mollusques et autres invertébrés, virus et parasites
TRANSPORT MARITIME : EAUX DE BALLAST ET CAISSON DE PRISE D'EAU DE MER	Organisme contenus dans les eaux et les sédiments de ballast et les caissons de prise d'eau de mer des navires de commerces	Espèces clandestines	<b>Forte</b> : référencé comme une des principales causes d'introduction d'espèces marines (Gollash et al. 2009)	Cœufs et larves, organismes unicellulaires planctoniques, algues, invertébrés, poisson, etc. (< 5 mm : ballast et > 5 mm : caisson)
TRANSPORT MARITIME : BIO SALISSURES	Organismes fixés sur des substrats durs (salissures biologiques), comme les coques de navires	Espèces clandestines	Faible à moyenne : vecteur moins important depuis l'apparition des peintures antifouling. Autres sources potentiellement significatives : plaisance, infrastructures pétrolières, etc.	Algues, épifaune benthique, œufs et larves

Tableau 2 : Les principaux vecteurs d'introduction primaire d'espèces non indigènes dans le golfe de Gascogne (d'après Boudouresque, 2008 (3)).

Pour la sous-région marine golfe de Gascogne, environ 40 % des vecteurs d'introduction des 125 espèces non indigènes référencées sont inconnus ou très incertains (voir la contribution thématique « Espèces non indigènes » du volet État écologique de la présente évaluation initiale). Il est très délicat de faire la distinction entre le ou les vecteurs ayant effectivement introduit l'espèce en Europe ou en Manche-Atlantique et le ou les vecteurs ayant contribué à sa dissémination dans la sous-région golfe de Gascogne. 37 % des introductions – disséminations semblent résulter des activités de cultures marines, 12 % semblent résulter des eaux de ballast et 9 % des biosalissures (figure 1).

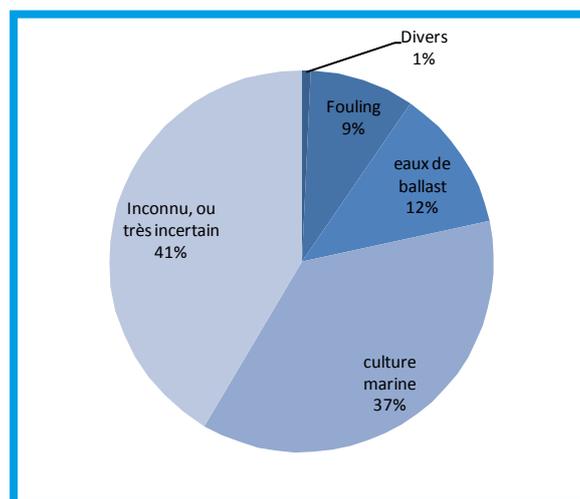


Figure 1 : Estimation de l'importance des différents vecteurs d'introduction dans le golfe de Gascogne (en % d'espèces introduites par vecteur, n=125) (Sources : liste par Noël P., MNHN évaluation initiale ; vecteurs d'introductions : multiples sources bibliographiques).

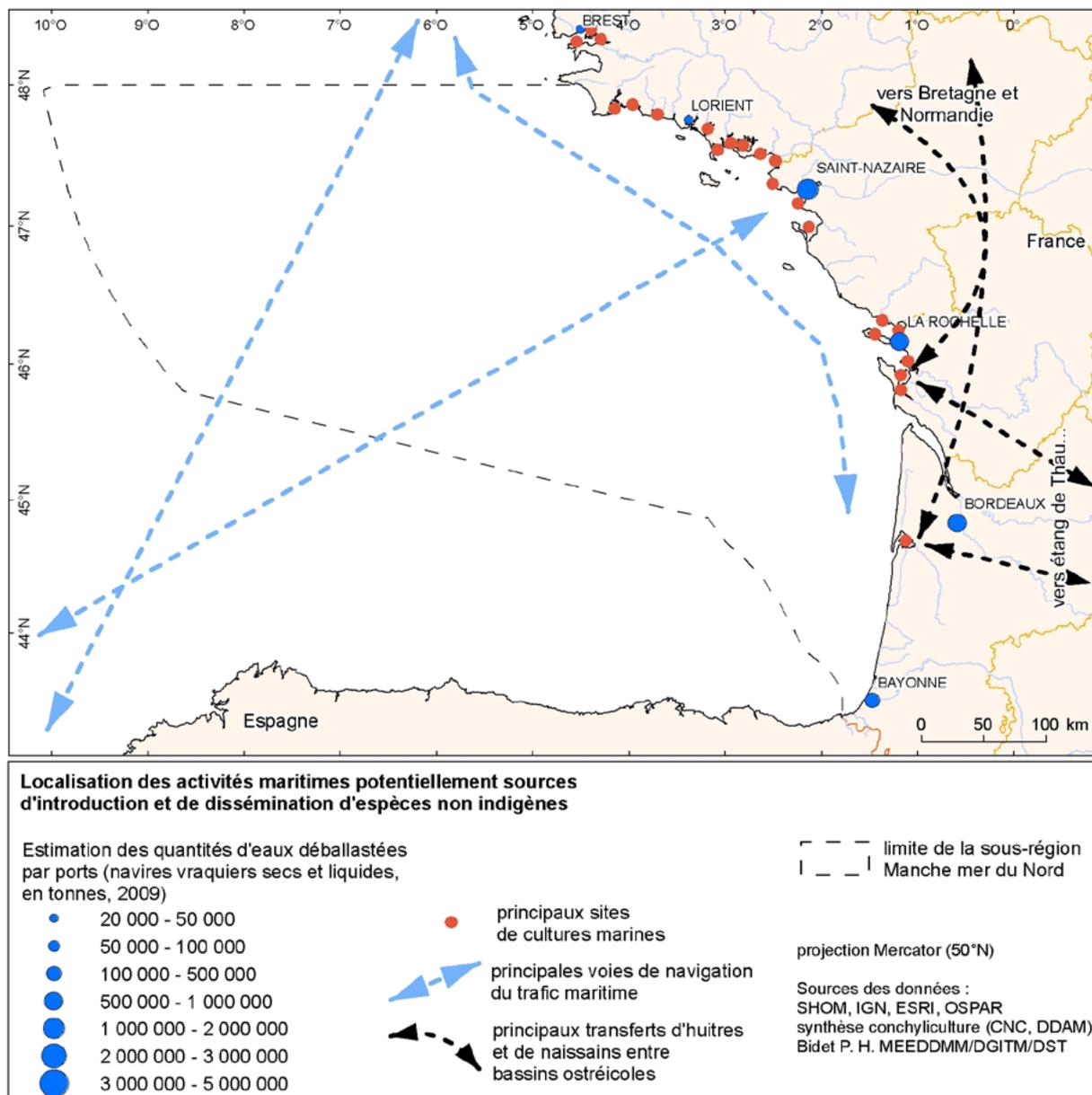


Figure 2 : Localisation des principales activités humaines potentiellement vectrices d'introduction d'espèces non indigènes (Sources : CNC, DDAM, MEDDE, 2010).

## 2.2. TRANSPORT MARITIME

### 2.2.1. Biosalissures

Depuis l'avènement du transport de commerce maritime dans la seconde moitié du XX<sup>e</sup> siècle, les biosalissures semblent avoir provoqué de nombreuses introductions. La généralisation des peintures *antifouling* sur les navires de commerce a contribué à réduire l'importance de ce vecteur [11] [3]. Cependant, une étude menée entre 1992 et 1996 sur les navires de commerce fréquentant les ports d'Allemagne indique que les biosalissures constituent encore un important vecteur d'introduction [9]. Sur les 125 espèces marines non indigènes recensées dans la sous-région, 9 % semblent avoir été introduites en Manche-Atlantique par les biosalissures (figure 1).

### 2.2.2. Caissons de prise d'eau de mer

Les caissons de prise d'eau de mer sont situés à l'intérieur de la coque des navires, sous la ligne de flottaison, et assurent l'alimentation du navire en eau de mer, notamment pour les ballasts et le refroidissement des moteurs. Des études montrent qu'ils favorisent significativement la fixation et le transport d'organismes marins sessiles, mobiles et de plus grandes tailles que ceux contenus dans les eaux de ballast [12]. Les organismes aspirés dans le caisson y trouvent un abri favorisant la fixation ou le transport, par rapport à la coque exposée à l'écoulement de l'eau.

### 2.2.3. Eaux de ballast

L'introduction par les eaux de ballast est considérée comme l'un des vecteurs les plus préoccupants à l'échelle mondiale. Dans le golfe de Gascogne, ce vecteur d'introduction semble mineur comparé aux autres vecteurs.

Les opérations de ballastage et déballastage se réalisent le plus souvent à l'intérieur des enceintes portuaires, simultanément avec les opérations de déchargement et chargement. Ces opérations sont nécessaires pour l'équilibrage des navires et concernent majoritairement les navires transportant des cargaisons en vrac, sec (céréaliers, minéraliers) ou liquide (chimiquiers, pétroliers). L'essentiel du vrac exporté de France est transporté par des navires arrivant vides, donc ballastés. On estime que sur la sous-région golfe de Gascogne, le déballastage représente un peu plus de 4 millions de tonnes par an (chiffre 2009), dont plus de 2 millions de tonnes pour le port de Nantes-Saint-Nazaire [13].

Plusieurs centaines de taxons peuvent être contenus dans les eaux de ballast d'un navire. Il s'agit d'organismes dont la taille est généralement inférieure à 5 mm [12], essentiellement des micro-organismes planctoniques dont certains pathogènes, des diaspores de macrophytes benthiques, des invertébrés planctoniques, des larves d'invertébrés benthiques et également des œufs et larves de poissons [3]. À l'échelle de la France métropolitaine, peu d'études nous renseignent sur les quantités et la nature des taxons transportés. En 2000, une étude réalisée sur trente navires dans les principaux ports de commerce français a permis d'identifier des organismes phytoplanctoniques, dont certains toxiques ou nuisibles et des bactéries pathogènes [10]. Sur les 125 espèces non indigènes répertoriées dans la sous-région golfe de Gascogne, un peu plus de 12 % semblent avoir été introduites par les eaux de ballast (figure 1).

### 2.3. CULTURES MARINES

Les cultures marines constituent un vecteur très important d'introduction d'espèces, y compris d'organismes pathogènes [14]. Entre 1971 et 1975, plus de 500 tonnes de l'huître *Crassostrea gigas* ont été importées du Canada et implantées pour l'élevage sur les côtes françaises [15]. Dans la même période, plus de 10 000 tonnes de naissain ont également été importées du Japon et du Canada [15]. Ces huîtres ont été principalement implantées sur les côtes atlantiques, sur les sites d'Arcachon, de Marennes-Oléron, du golfe du Morbihan et de la baie de Bourgneuf [15] [16]. Ces introductions volontaires se sont accompagnées de l'introduction accidentelle et de l'implantation d'autres espèces non indigènes [16]. Cette phase importante d'introduction primaire concerne majoritairement la sous-région golfe de Gascogne, mais les pratiques ostréicoles ont également contribué à la dissémination de ces espèces à l'intérieur de la sous-région et vers les autres sous-régions. La dissémination s'est opérée par les transferts réguliers de naissains et de stocks d'huîtres entre les différents sites ostréicoles [17]. Le naissain de captage provient surtout de Marennes-Oléron et d'Arcachon et des autres sites où l'on observe du recrutement naturel en Atlantique et Méditerranée.

Des études récentes ont montré que les transferts d'huîtres occasionnent la dissémination d'espèces de macrophytes non indigènes, notamment des algues, à l'échelle des bassins ostréicoles français et européens [18] [19]. Des expérimentations ont montré que des huîtres de l'étang de Thau destinées à alimenter d'autres bassins ostréicoles pouvaient porter sur leurs coquilles les propagules d'au moins 57 espèces de macroalgues, dont 16 espèces non indigènes naturalisées dans l'étang de Thau [11]. Ainsi, à partir des introductions réalisées sur les bassins ostréicoles du golfe de Gascogne, la dissémination par les pratiques ostréicoles a contribué à l'installation et à la propagation d'espèces non indigènes à l'échelle de la sous-région et également vers les autres sous-régions. Sur les 125 espèces non indigènes répertoriées dans la sous-région golfe de Gascogne, environ 37 % semblent avoir été introduites accidentellement ou intentionnellement par les cultures marines (figure 1).

### 3. SYNTHÈSE DES IMPACTS CONNUS

#### 3.1. DÉFINITION DES IMPACTS ÉCOLOGIQUES

Les impacts écologiques documentés correspondent le plus souvent à des phénomènes spectaculaires et facilement observables et les impacts cumulatifs liés à la présence simultanée de nombreuses espèces introduites sont peu connus [3]. Les impacts écologiques sont l'expression d'une conjonction favorable de paramètres biologiques, écologiques et anthropiques. Les impacts écologiques ne se manifestent pas uniquement par une diminution de la biodiversité. Certaines espèces invasives « ingénieurs » forment des structures complexes, comparables à des récifs, qui peuvent entraîner une complexification de l'habitat et générer une augmentation de la biodiversité et de la biomasse. Le risque est alors d'observer une homogénéisation du milieu par un nouvel habitat, certes potentiellement assez riche en espèces et/ou en biomasse, mais dont le fonctionnement est inconnu et qui modifie profondément les fonctions écologiques et le réseau trophique de la région impactée.

Ces considérations se répercutent à plus ou moins court terme, avec des intensités plus ou moins importantes et avec des effets positifs et/ou négatifs difficiles à anticiper, sur les activités humaines et l'anthroposystème littoral et marin. Le tableau 3 décrit les principaux impacts écologiques.

IMPACTS	SIGNIFICATION
Diversité spécifique	Les espèces introduites se substituent aux espèces indigènes, qui peuvent être éliminées et remplacées par d'autres communautés. Le nombre d'espèces est perturbé à différentes échelles. Localement la diversité spécifique peut augmenter mais l'uniformisation des biotopes et des peuplements à l'échelle de la région et des habitats provoque une diminution de nombre d'espèce
Diversité phylétique	L'impact sur la diversité implique une diminution des phylums présents
Diversité génétique	Hybridation entre espèce indigène et une variété, sous-espèce ou espèce apparentée non indigène. L'espèce indigène peut disparaître par « dilution génétique »
Niche écologique	L'espèce non indigène est plus compétitive que l'espèce indigène (occupation de l'espace, accès à la ressource, etc.) et provoque une modification de l'utilisation des ressources qui peut se traduire par une modification spatiale et/ou temporelle des niches écologiques pré existantes
fonction écologique	Conséquences en cascade impliquant des modifications des fonctions écologiques. Modification de réseau trophique liée à la modification du biotope, à l'élimination (prédation, compétition, etc.) et/ou à l'ajout d'espèces nouvelles. Modification des autres fonctions écologiques (productivité, reproduction, nourrissage, nurserie, etc.)
Biotope	Modification des conditions environnementales (hydrodynamisme, substrat, accès à la lumière, etc.) qui peut se traduire par une uniformisation des biotopes
Habitat	Les espèces introduites ingénieuses construisent de nouveaux habitats et peuvent remplacer les habitats indigènes
Paysage	Modification et uniformisation des paysages sous-marins

Tableau 3 : Définition et typologie des principaux impacts écologiques (d'après Boudouresque, 2008 (3)).

#### 3.2. EXEMPLES D'ESPÈCES NON INDIGÈNES DONT LE CARACTÈRE INVASIF EST AVÉRÉ DANS LA SOUS-RÉGION MARINE GOLFE DE GASCOGNE

Le tableau 4 présente les principales espèces non indigènes invasives ou potentiellement invasives sur la sous-région marine.

##### 3.2.1. *Crassostrea gigas*

L'**huître creuse du Pacifique** ou **huître japonaise** (*Crassostrea gigas*) est un mollusque bivalve affectionnant les substrats rocheux et structures artificielles en situation intertidale plutôt abritée. Lors de son importation dans les années 1970, l'espèce se trouvait à la limite des conditions environnementales propices à sa reproduction et son potentiel invasif n'a pas été envisagé initialement. Les premières observations d'individus évadés en milieu naturel ont lieu à Marennes-Oléron et Arcachon en 1975 [15]. À partir des années 1990, les épisodes de reproduction se multiplient et en 2009, la colonisation s'étendait de la baie du Mont-Saint-Michel à la frontière espagnole [20].

Dans le golfe de Gascogne, les secteurs les plus colonisés sont les côtes bretonnes, de Lorient à Étrel, puis de la baie de Quiberon à la baie de Bourgneuf, les bassins ostréicoles de Marennes-Oléron et d'Arcachon [20] [21] [22]. Dans la partie nord de la baie de Bourgneuf, le stock d'huîtres japonaises sauvages est estimé à environ 8 500 tonnes en 2006, soit environ 2,4 fois plus que le stock d'huîtres élevées dans la même zone, estimé à environ 3 500 tonnes [21]. À Marennes-Oléron, le stock d'huîtres japonaises sauvages est estimé à 3 000 tonnes en 1994 [22]. La colonisation s'étend à partir des zones ostréicoles, à la faveur des courants marins et des conditions environnementales favorables [20].

Les études récentes ont montré que le contexte général de réchauffement climatique exerce une influence notable sur l'expansion des récifs d'huîtres creuses [20]. Depuis les années 1990, ce réchauffement a accéléré le phénomène de prolifération sur les côtes Manche et Atlantique [20] [23].

Il semble que la colonisation des substrats durs par l'huître japonaise n'ait pas d'impact significatif sur les différentes populations d'algues fucales et qu'il n'y ait pas d'impacts significatifs sur l'abondance de la macrofaune benthique [24]. Au-delà de 75 % de recouvrement du substrat par les huîtres, il a même été observé une augmentation de cette abondance d'un facteur 5 [24]. Localement, ces récifs augmentent l'abondance, la biomasse et le nombre d'espèces présentes [24] [25].

L'abondance et la densité des huîtres japonaises peuvent entraîner une compétition spatiale et trophique importante avec les autres suspensivores sauvages ou en élevage [24] [26]. À grande échelle, cet habitat de récif remplace les habitats initiaux et provoque une homogénéisation du littoral. L'impact global sur les communautés intertidales semble encore limité, mais le processus invasif est en dynamique active, avec la conquête de nouvelles zones et la densification des peuplements dans les zones déjà colonisées, notamment ostréicoles [20].

### 3.2.2. *Crepidula fornicata*

**La crépidule Américaine** (*Crepidula fornicata*) est un mollusque gastéropode originaire des côtes atlantiques nord-américaines. Elle forme des empilements d'individus attachés les uns aux autres et qui affectionne les substrats hétérogènes envasés. Elle fut introduite accidentellement en Grande-Bretagne en 1872, à Liverpool, avec des importations d'huîtres américaines *Crassostrea virginica*, puis disséminée de façon non intentionnelle sur les côtes ouest européennes. Elle est signalée en 1949 en rade de Brest puis disséminée sur les côtes du nord et du sud de la Bretagne entre 1950 et 1960. Le renouveau des activités ostréicoles suite à l'importation de l'huître japonaise dans les années 1970 va intensifier, par transferts entre les bassins ostréicoles, son implantation secondaire partout en France [26]. Ultérieurement, les activités de pêche aux arts trainants, dragues et chaluts, sont reconnues comme des vecteurs de dissémination, notamment en baie du Mont-Saint-Michel [27] ou baie de Marennes-Oléron [28].

Dans le golfe de Gascogne, la crépidule est connue dès 1964 en baie de Bourgneuf (Gruet, données non publiées) puis s'étend dans les années 1970 sur les estrans de Noirmoutier et du sud Vendée [29]. Sur la baie de Bourgneuf, elle constitue de nos jours un stock estimé en 2002 à plus de 50 000 tonnes [30]. La crépidule est signalée en baie de Marennes-Oléron et dans le bassin d'Arcachon dès 1969 [31]. Sur ces sites, elle représentait respectivement 5 000 tonnes en 1995 et 155 tonnes en 2002 [28] [31]. Le très faible tonnage estimé dans le bassin d'Arcachon, plus de trente ans après la première observation, semble résulter des faibles surfaces de vases colonisables en domaine subtidal, de la forte occupation de l'espace par les herbiers de zostères en domaines intertidal et enfin de l'absence de pêche aux arts trainants [32].

Dans les secteurs fortement colonisés, les impacts se manifestent par une modification du biotope aboutissant localement à une augmentation de la biodiversité par effet récif [33]. Lorsque les tapis de crépidules s'étendent, il est suggéré au contraire une homogénéisation à plus grande échelle des peuplements avec perte de biodiversité. Les changements de biotope sont dus à un exhaussement des fonds et à un envasement, qui résultent d'une part d'une diminution de l'hydrodynamisme due à la rugosité du tapis de crépidules et d'autre part de l'accumulation des biodépôts qu'elles génèrent [31].

Les crépidules forment des récifs où se fixent de nouvelles espèces, tandis que les espèces initialement en place dans et sur le sédiment disparaissent [26] [27]. Par rapport à l'habitat initial constitué de vase, il apparaît que l'abondance, la biomasse et la richesse spécifique de la macrofaune augmentent significativement sur le récif à crépidules [33]. Ces modifications impactent également les fonctions écologiques initiales et provoquent une compétition trophique avec les autres suspensivores. Les études menées sur des sites de nourricerie de sole (*Solea solea*) en baie de Bourgneuf et dans les pertuis charentais montrent que l'invasion de la crépidule s'accompagne d'une diminution de la densité des jeunes soles de l'année [34]. Cet impact s'accroît avec l'augmentation de la densité de crépidules, mais les sites ne perdent pas leur rôle de nourricerie car les jeunes soles continuent d'utiliser ce milieu [34]. Les risques d'un impact plus général sur le recrutement et donc sur le renouvellement des stocks de soles à l'échelle du golfe de Gascogne sont potentiellement importants [34]. Un impact similaire a été observé sur les fonds à coquilles Saint-Jacques [35].

### 3.2.3. *Ruditapes philippinarum*

**La palourde japonaise** (*Ruditapes philippinarum*) est un mollusque bivalve introduit en France pour l'élevage entre 1972 et 1975 [36]. L'espèce s'est rapidement naturalisée et ses populations ont colonisé l'ensemble des côtes atlantiques françaises [37]. En 1980, l'espèce est également introduite pour l'élevage dans les bassins de Marennes-Oléron et d'Arcachon, cependant cette activité de vénériculture prend fin une dizaine d'années plus tard [38]. L'espèce trouvant des conditions environnementales favorables a colonisé les herbiers de zostère intertidaux [37] et supplanté l'espèce indigène *Ruditapes decussatus*, la palourde européenne, dès le début des années 1990 [38]. L'évaluation du stock de palourdes du bassin d'Arcachon réalisée en 2003 montre que *Ruditapes philippinarum* représente 98 % des effectifs et 99 % de la biomasse des palourdes sur une zone de 46 km<sup>2</sup> [38]. La situation est identique dans le golfe du Morbihan et dans la baie de Vilaine [39] [40]. Ce développement important de l'espèce alimente une activité de pêche à pied professionnelle et de loisir depuis les années 1990 [38].

### 3.2.4. *Ocenebra inornata*

**Le bigorneau perceur du Pacifique** (*Ocenebra inornata*) est un mollusque prédateur de l'huître originaire du Japon et de la mer de Corée, mais qui a été importé dans les années 1920 sur la côte nord pacifique américaine. Il semble avoir été introduit accidentellement avec l'importation d'huître japonaise des côtes nord-américaines [41]. Il n'a été identifié qu'à partir de 1994 dans le bassin ostréicole de Marennes-Oléron [42]. La dissémination de l'espèce est facilitée par les transferts d'huîtres entre les différents bassins ostréicoles [8]. Il est signalé dans le golfe du Morbihan en 2000 et en baie de Bourgneuf en 2001 [41]. Des impacts importants sont signalés dans le bassin ostréicole de Marennes-Oléron [8] où des ramassages collectifs ont été organisés par les ostréiculteurs.

### 3.2.5. *Sargassum muticum*

**La sargasse japonaise** (*Sargassum muticum*) est une algue brune originaire des côtes japonaises du Pacifique. Elle se développe sur les substrats durs intertidaux et infralittoraux et affectionne particulièrement les fonds de baies. Elle fut introduite accidentellement sous forme de propagules ou de plantules accompagnant les naissains de *Crassostrea gigas* importés dans les années 1970. En Europe, elle est signalée pour la première fois en 1973 à Wight, sur les côtes anglaises de la Manche [43], puis a colonisé les côtes européennes de la Norvège au Portugal en une vingtaine d'années.

En France, elle est signalée en 1975 à Saint-Vaast-la-Hougue dans la Manche [43] et colonise rapidement le Cotentin avant de poursuivre sa progression en Manche occidentale dans les années 1980. Sa progression a été facilitée par les transferts de naissain d'huître entre les différents bassins ostréicoles, notamment ceux du Cotentin, de la baie de Morlaix, des Abers, d'Arcachon (1983), de Marennes-Oléron (1983) et de l'étang de Thau [43]. Lorsque les peuplements sont denses, la sargasse crée une compétition spatiale et trophique pouvant aboutir à l'élimination des espèces indigènes concurrentes. Un lien entre la disparition des herbiers de *Zostera marina* sur les estrans de l'île de Ré et l'expansion de la sargasse a été suggéré [44]. Après une apogée de sa prolifération dans les années 1980, l'espèce a régressé et la compétition avec les autres macroalgues semble stabilisée.

### 3.2.6. *Spartina alterniflora* et *Spartina anglica*

La **spartine américaine** (*Spartina alterniflora*) et la **spartine anglaise** (*Spartina anglica*) sont des graminées vivaces halophytes colonisant les vasières intertidales au niveau de la haute slikke. La seconde espèce résulte de la polypléidisation de l'hybride (*Spartina x townsendii*) issu du croisement entre la spartine américaine et la spartine indigène (*Spartina maritima*).

Les deux espèces sont observées dès le début du XX<sup>e</sup> siècle sur les côtes françaises, notamment dans la baie des Veys en Normandie (*S. anglica* en 1906 [45]), dans la rade de Brest, le bassin d'Arcachon et à Hendaye pour *S. alterniflora* [8]. *Spartina anglica* est observée pour la première fois en 1985 dans le bassin d'Arcachon [8].

Ces deux espèces sont en compétition avec l'espèce indigène *Spartina maritima* et provoquent une réduction de l'habitat originel. Sur les secteurs fortement colonisés, on observe une modification du biotope provoquée par une augmentation de la sédimentation [8]. Cette modification semble induire une modification de l'endofaune [46] et une perturbation des fonctions écologiques associées à l'habitat, notamment pour le nourrissage de l'avifaune.

### 3.2.7. *Bonamia ostreae*

*Bonamia ostreae*, parasite protiste de l'huître plate, est détecté et décrit pour la première fois en France en 1979, suite à de fortes mortalités d'huître plate d'élevage à l'île Tudy [47]. La maladie, appelée Bonamiose, a eu des conséquences désastreuses sur la production d'huîtres plates à l'échelle nationale, qui est passée de plus de 15 000 tonnes par an à environ 1 500 tonnes par an actuellement.

*Bonamia ostreae* semble avoir été introduit par du naissain d'huîtres plates provenant d'une éclosérie californienne. Aucune preuve formelle n'a pu établir cette origine mais des travaux antérieurs [48] ont montré la présence de parasites similaires dans des coquillages californiens.

En France, la bonamiose se propagea rapidement en Bretagne entre juin 1979 et août 1980 [49]. Le phénomène fut amplifié par les mouvements de coquillages entre les secteurs de production. Le parasite fut détecté dans des huîtres plates en élevage de Saint-Vaast-La-Hougue (Normandie) en janvier 1980 [49], puis à Arcachon la même année [50] et pour la première fois en Méditerranée dans l'étang de Thau en mai 1987 [51]. Les stocks sauvages en contact étroit avec les huîtres d'élevage, furent simultanément contaminés et subirent également de fortes mortalités.

Enfin, de nombreuses autres espèces végétales non indigènes sont présentes dans la sous-région golfe de Gascogne. En 2006, un recensement de la flore introduite réalisé dans le bassin d'Arcachon estime que 19 espèces de macrophytes marins sont introduites [18]. Il est estimé que 74 % de ces espèces non indigènes sont également introduites dans l'étang de Thau. Hormis les introductions anciennes, c'est-à-dire antérieures aux années 1970, les transferts d'huîtres d'élevage entre les bassins ostréicoles semblent jouer un rôle important dans la dissémination de ces espèces [17] [18]. Sur les 19 espèces recensées, huit sont classées comme envahissantes ou potentiellement envahissantes et présentent un risque élevé de dissémination et de prolifération [18].

Page suivante :

Tableau 4 : Liste des espèces non indigènes problématiques sur la sous-région golfe de Gascogne (d'après Pierre Noel MNHN EI EE ; CMA = culture marine, FOU = Biosalissures, EAB = eaux de ballast, ? = inconnu ou incertain ; ha = impact sur les habitats, ne = impact sur les niches écologiques, fe = impact sur les fonctions écologiques, bi = impact sur le biotope).

WORMS ID	NOM SCIENTIFIQUE	CLASSE	GROUPE ÉCO-FONCTIONNEL	NOM VERNACULAIRE	ANNÉE PROBABLE D'INTRODUCTION DANS LA SOUS-RÉGION	VECTEUR PROBABLE D'INTRODUCTION	STATUT	IMPACT CONNU	SOURCE
246871	<i>Bonamia ostreae</i>	Haplosporidia	Endoparasite		1979	CMA	naturalisée	parasite	Gouletquer <i>et al.</i> 2002
458994	<i>Anguillicoloides crassus</i>	Nematoda Secementea	Endoparasite		1980s	CMA	invasive	parasite	Gouletquer <i>et al.</i> 2002, Pagny <i>et al.</i> 2010
145086	<i>Codium fragile</i> var. <i>Fragile</i>	Chlorophyta bryopsidophyceae	Phytobenthos		1946	EAB	naturalisée	ha, ne	Gouletquer <i>et al.</i> 2002, OSPAR QSR 2010, Pagny <i>et al.</i> 2010
234072	<i>Spartina alterniflora</i>	Magnoliophyta Equisetopsida	Phytobenthos	Spartine à feuilles alternes	1803	EAB	naturalisée	?	Gouletquer <i>et al.</i> 2002, Marchant 1967
234041	<i>Spartina anglica</i>	Magnoliophyta Equisetopsida	Phytobenthos	Spartine anglaise	1924	intro. délibérée	naturalisée	ha, bi	Gouletquer <i>et al.</i> 2002, OSPAR QSR 2010, Baumel <i>et al.</i> 2001
494791	<i>Sargassum muticum</i>	Ochrophyta Phaeophyceae	Phytobenthos	Sargasse	1982	CMA	prob. invasive	ha, ne	Gouletquer <i>et al.</i> 2002, OSPAR QSR 2010, Pagny <i>et al.</i> 2010
145721	<i>Undaria pinnatifida</i>	Ochrophyta Phaeophyceae	Phytobenthos	Wakame	1983	CMA	invasive	ne	Gouletquer <i>et al.</i> 2002, OSPAR QSR 2010, Pagny <i>et al.</i> 2011
144442	<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	Rhodophyta Florideophyceae	Phytobenthos	Algue à crochet	1898	FOU	naturalisée	ha, ne	Gouletquer <i>et al.</i> 2002, OSPAR QSR 2010, Pagny <i>et al.</i> 2012
130988	<i>Ficopomatus enigmificus</i>	Annelida Polychaeta	Zoobenthos	Mercierelle	1936	FOU	invasive	ha, ne	Gouletquer <i>et al.</i> 2002, OSPAR QSR 2010, Pagny <i>et al.</i> 2010, Rullier 1964
181372	<i>Palaemon macrodactylus</i>	Arthropoda Crustacea Decapoda	Zoobenthos	Crevette orientale	1998	EAB	invasive	ne	Pagny <i>et al.</i> 2010, Lavesque <i>et al.</i> 2010
106209	<i>Austrominius modestus</i>	Arthropoda Crustacea Cirripedia	Zoobenthos		1953-54	FOU ou EAB	naturalisé	ne	Bishop <i>et al.</i> 1957
345943	<i>Acartia tonsa</i>	Arthropoda Crustacea Copepoda	Zoobenthos		<1983	EAB	naturalisée	ne	David <i>et al.</i> 2007
389288	<i>Hemigrapsus takanoi</i>	Arthropoda Crustacea Decapoda	Zoobenthos	Crabe à pinceaux	1994	EAB	invasive	ha, ne	OSPAR QSR 2010, Pagny <i>et al.</i> 2010
107451	<i>Eriocheir sinensis</i>	Arthropoda Malacostraca	Zoobenthos	Crabe chinois	1954	EAB	?	ha, fe, ne	Gouletquer <i>et al.</i> 2002, OSPAR QSR 2010, Herborg <i>et al.</i> 2003
250126	<i>Didemnum vexillum</i>	Chordata Ascidiacea	Zoobenthos		2007	FOU	invasive	ha, ne, bi	Lambert 2009
103929	<i>Styela clava</i>	Chordata Ascidiacea	Zoobenthos	Ascidie massue	1977	FOU	invasive	ha, ne	Gouletquer <i>et al.</i> 2002, OSPAR QSR 2010, Pagny <i>et al.</i> 2010, Bachelet <i>et al.</i> 1980
117428	<i>Cordylophora caspia</i>	Cnidaria Hydrozoa	Zoobenthos	Cordylo-phore caspienne	1901	FOU	invasive	?	Gouletquer <i>et al.</i> 2002, Pagny <i>et al.</i> 2010
141607	<i>Teredo navalis</i>	Mollusca Bivalvia	Zoobenthos	Taret naval	1730	FOU	naturalisée	ha	OSPAR QSR 2010, Pagny <i>et al.</i> 2010
140656	<i>Crassostrea gigas</i>	Mollusca Bivalvia	Zoobenthos	Huître creuse du Pacifique	1966	CMA	invasive	bi, ha, ne, fe	Gouletquer <i>et al.</i> 2002, OSPAR QSR 2010, Pagny <i>et al.</i> 2010
140470	<i>Musculista senhousia</i>	Mollusca Bivalvia	Zoobenthos	Moule-datte asiatique	2002	FOU ou CMA	invasive	ha, bi	Bachelet <i>et al.</i> 2009
231750	<i>Ruditapes philippinarum</i>	Mollusca Bivalvia	Zoobenthos	Palourde japonaise	1973	CMA	invasive	ne	Gouletquer <i>et al.</i> 2002, Pagny <i>et al.</i> 2010
138963	<i>Crepidula fornicata</i>	Mollusca Gastropoda	Zoobenthos	Crépidule américaine	1956	CMA	invasive	bi, ha, ne, fe	Blanchard 1995, Gouletquer <i>et al.</i> 2002, OSPAR QSR 2010, Pagny <i>et al.</i> 2010
403745	<i>Ocenebra inornata</i>	Mollusca Gastropoda	Zoobenthos	Bigorneau perceur	1993-94	CMA	invasive	ne	Gouletquer <i>et al.</i> 2002, Filipozzi 2007
140416	<i>Rapana venosa</i>	Mollusca Gastropoda	Zoobenthos	Rapana veiné	1997	CMA	prob. naturalisée	ne	Gouletquer <i>et al.</i> 2002, OSPAR QSR 2010
140429	<i>Urosalpinx cinerea</i>	Mollusca Gastropoda	Zoobenthos		1960	CMA	naturalisé	ne	Gouletquer <i>et al.</i> 2002, Pagny <i>et al.</i> 2010
234173	<i>Celtodoryx ciocalyptoides</i>	Porifera Demospongiae	Zoobenthos		1996	CMA	invasive	?	G. Bachelet com. Pers.

## 4. DISCUSSION SUR LES VECTEURS D'INTRODUCTION ET LES IMPACTS DES ESPÈCES NON INDIGÈNES

### 4.1. TENDANCES ET PERSPECTIVES

La période 1970 à 1980 a présenté un maximum historique d'introduction d'espèces non indigènes en Manche et Atlantique [4] [8]. Actuellement, à l'échelle française et mondiale, le rythme des introductions d'espèces reste soutenu. Cependant, malgré l'existence de nouvelles introductions régulièrement signalées, nous ne sommes sans doute plus dans une phase critique d'introduction. On peut penser que la majorité des espèces facilement et accidentellement transportables par le transport maritime l'ont déjà été entre la seconde moitié du XX<sup>e</sup> siècle et aujourd'hui. Ces espèces sont soit déjà naturalisées dans nos régions receveuses, soit ne survivent pas encore, car les conditions de transport et/ou les conditions environnementales de la région receveuse n'ont jusqu'à présent pas été favorables. Concernant les cultures marines et dans le schéma contemporain de cette activité en France, on peut également penser que la majorité des espèces pouvant être introduites l'ont déjà été. Sauf en cas de reconstitution du cheptel à partir de stocks exotiques provenant de nouvelles régions donneuses, ou en cas d'importations illicites, il est peu probable que des introductions importantes d'espèces non indigènes aient lieu.

Cependant, les vecteurs de dissémination des espèces non indigènes sont actifs et permettent d'exporter ces espèces entre les sous-régions marines et entre les États, notamment européens. Il s'agit en particulier du transport maritime, des cultures marines, de la plaisance. Les eaux de ballast et les transferts entre les différents bassins conchylicoles entraînent sans doute l'essentiel des disséminations.

De plus, le changement climatique en marche profite dans certains cas aux espèces non indigènes [20] en leur offrant des conditions plus propices à leur naturalisation et éventuellement à leur invasion. Sur la base de ces deux paramètres, on peut faire l'hypothèse que nous allons vers une période d'impacts croissants et cumulatifs qui se manifesteront par des écosystèmes nouveaux ou au moins modifiés et dont les fonctionnements nouveaux auront des incidences sur les activités humaines.

### 4.2. SUIVI DES ESPÈCES NON INDIGÈNES, DES VECTEURS ET DES IMPACTS

Excepté le travail de synthèse réalisé par Gouletquer *et al.* en 2002 [8], il n'existe pas actuellement, de synthèse plus récente, permettant d'établir une liste exhaustive, documentée et à jour, des vecteurs d'introduction et des impacts éventuels à l'échelle des trois sous-régions marines de l'arc Atlantique. Il existe de nombreuses initiatives et sources de données, soit à l'échelle européenne (DAISIE<sup>1</sup>, IMPASSE<sup>2</sup>...), soit aux échelles régionales ou locales. Les publications scientifiques et la littérature grise sont disponibles et constituent des sources importantes et primordiales d'information. Au niveau européen et international, il faut noter l'existence et l'intérêt des travaux menés dans le cadre du *Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO)* et du *Working Group on Ballast and Other Ship Vectors (WGBOSV)* du Conseil International pour l'Exploration de la Mer. Mais il faut noter qu'à l'échelle de la sous-région, il n'existe pas d'études et de suivis récents sur l'introduction *via* le transport maritime. De même, il n'y a pas d'informations, scientifiques et/ou officielles, permettant de décrire la dissémination *via* les transferts d'huîtres. Il n'y a pas d'informations précises disponibles décrivant ces transferts en termes de fréquences, de tonnages, de bassins concernés.

Au niveau national, il n'existe pas de suivis coordonnés sur la problématique des espèces non indigènes, malgré l'existence de quelques projets concernant le milieu marin et conduits dans le cadre de programmes de recherches nationaux ou régionaux [52]. Ainsi, la connaissance des espèces non indigènes semble hétérogène et parcellaire, à la fois thématiquement et géographiquement. Cette réflexion résulte aussi sans doute de la dispersion et de la multiplication des sources d'information. La connaissance des vecteurs d'introduction est assez imparfaite et repose sur des études ponctuelles ne permettant pas de réellement quantifier l'importance de ces vecteurs. La connaissance des impacts, le sujet le plus complexe, nécessite un

1 DAISIE : Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe, [www.europe-aliens.org/](http://www.europe-aliens.org/)

2 IMPASSE : Environmental impacts of alien species in aquaculture : [ww2.hull.ac.uk/science/biological\\_sciences/research/hifi/impasse.aspx](http://ww2.hull.ac.uk/science/biological_sciences/research/hifi/impasse.aspx)

investissement sur le long terme pour être en mesure d'apporter des réponses et d'anticiper les évolutions à venir. Des initiatives et synthèses régionales (Bretagne, Nord-Pas-de-Calais [53]) permettent localement de répondre en partie à ces questions.

Cependant, ces échelles de travail régionales ne sont pas les plus adaptées aux enjeux. Les vecteurs d'introduction et de dissémination majoritaires opèrent des mouvements d'espèces non indigènes entre les régions administratives, entre les sous-régions marines, entre les États et entre les mers et les océans. Ces considérations – les processus d'introduction et de dissémination, l'influence du changement climatique – nécessitent une approche coordonnée à l'échelle nationale et intégrée dans une démarche européenne. Des recommandations sur les axes de travail, les besoins et l'intérêt de cette approche existent déjà [52]. Concernant le suivi des espèces non indigènes, des vecteurs d'introductions et des impacts, ce réseau coordonné pourrait s'appuyer sur l'ensemble de la communauté scientifique impliquée sur le milieu marin, sur les professionnels des activités humaines impliquées, sur les aires marines protégées, sur les associations naturalistes et d'usagers impliquées, notamment au travers des sciences participatives. Concernant la mise à disposition de l'information et sa synthèse, le réseau pourrait alimenter l'Observatoire National de la Biodiversité et l'Observatoire National de la Mer et du Littoral (ONB et ONML), notamment au travers du SINP Mer puis du Tableau de Bord des Mers Françaises.

À l'échelle de la sous-région golfe de Gascogne, mais plus généralement à l'échelle européenne, il semble que notre territoire soit l'un des plus touchés par l'introduction d'espèces non indigènes [3] [4]. Il semble également qu'au moins la moitié des introductions d'espèces marines non indigènes en Europe ait eu la France pour source de dissémination [3]. Pour répondre aux objectifs de la Directive cadre stratégie pour le milieu marin, et notamment pour limiter les impacts et effets néfastes transfrontaliers, il conviendrait de mettre en œuvre un suivi et un contrôle, à l'échelle nationale, des vecteurs d'introduction et de dissémination.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] IUCN, 2000. Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species. 51<sup>st</sup> Meeting of the IUCN Council, Gland Switzerland, February 2000 : 24 p.
- [2] ICES, 2005. Code of Practice on the Introductions and Transfers of Marine Organisms 2005 : 30 p.
- [3] Boudouresque C.-F., 2008. Les espèces introduites et invasives en milieu marin. Troisième édition. GIS Posidonie publ., Marseille : 201 p.

- [4] Olenin S., Didžiulis V., Ovčarenko I., Olenina I., Nunn A.D., Cowx I.G., 2008. Review of introductions of aquatic species in Europe. IMPASSE, Report to EC : 41 p.
- [5] OSPAR, 2010. Quality Status Report 2010. OSPAR Commission London : 176 p.
- [6] Pagny J., (coord.), Acou A., Ar Gall E., Blanchard M., Cabioc'h J., Canard A., Derrien-Courtel S., Feuteun E., Gentil F., Gouilletquer P., Grall J., Gruet Y., Hamon D., Hily C., d'Hondt J.-L., Le Duff M., Le Mao P., Le Roux A., Nézan E., Perrin B., Simon N., Stiger-Pouvreau V., Viard F., Ysnel F., 2010. Les espèces marines invasives en Bretagne. GIP Bretagne Environnement publ., Rennes : 41 p.
- [7] Kerckhof F., Haelters J., Gollasch S., 2007. Alien species in the brackish ecosystem : the situation in Belgian waters. *Aquatic Invasions* 2 (3) : 243-257.
- [8] Gouilletquer P., Bachelet G., Sauriau P.G., Noel P., 2002. Open Atlantic coast of Europe – A century of introduction species into French waters. In : Leppäkoski *et al.* (eds.) *Invasive Aquatic Species of Europe*, 276-290.
- [9] Gollasch S., 2002. The importance of ship hull fouling as a vector of species introduction into the North Sea. *Biofouling* 18 (2) : 105-121.
- [10] Masson D., Courtois O., Masson N., Guesdon S., Rocher G., Margat S., 2000. Études des eaux de ballast de navires faisant escale dans les ports français. Rapport Ifremer : 74 p.
- [11] Mineur F., Johnson M.P., Maggs C.A., Stegenga H., 2007a. Hull fouling on commercial ships as a vector of macroalgal introduction. *Marine Biology* 151 : 1299-1307.
- [12] Coutts A.D.M., Dodgshun T.J., 2007. The nature and extent of organisms in vessel sea-chests : A protected mechanism for marine bioinvasions. *Marine Pollution Bulletin* 54 : 875-886.
- [13] Bidet P.H., 2010. Les rejets d'eaux de ballast dans les ports français : évaluation du volume d'eau rejeté par déballastage pendant l'année 2009. Note non publiée du 4 juin 2010, MEEDDM/DGITM/DST/PTF4 : 2 p.
- [14] Peeler E.J., Oidtmann B.C., Midtlyng P.J., Miossec L., Gozlan R.E., 2011. Non-native aquatic animals introductions have driven disease emergence in Europe. *Biological Invasions* 13 (6) : 1291-1303.
- [15] Grizel H., Héral M., 1991. Introduction into France of the Japanese oyster (*Crassostrea gigas*). *J. CIEM* 47 : 399-403.
- [16] Gruet Y., Héral M., Robert J.-M., 1976. Premières observations sur l'introduction de la faune associée au naissain d'huîtres japonaises *Crassostrea gigas* (Thunberg), importé sur la côte Atlantique française. *Cahiers de Biologie Marine* 17 : 173-184.
- [17] Mineur F., Belsher T., Johnson M.P., Maggs C.A., Verlaque M., 2007b. Experimental assessment of oyster transfers as a vector for macroalgal introductions. *Biological Conservation* 137 : 237-247.
- [18] Verlaque M., Auby I., Plus M., Belsher T., 2006. Première évaluation de la flore introduite dans le bassin d'Arcachon. In : PNEC « Lagunes Méditerranéennes », Atelier 2.3 espèces introduites – Traçabilité des espèces algales introduites en milieu ostréicole. Rapport CNRS UMR 6540 & Ifremer : 27 p.
- [19] Verlaque M., Boudouresque C.-F., Mineur F., 2007. Oyster as a vector for marine species introductions : a realistic approach based on the macrophytes. *CIESM Workshop monographs* 32, Impact of mariculture on coastal ecosystems : 39-47.
- [20] Lejart M., 2009. Étude du processus invasif de *Crassostrea gigas* en Bretagne : état des lieux, dynamique et conséquences écologiques. Thèse de Doctorat de l'Université de Bretagne Occidentale, UMR 6539 CNRS/IRD/UBO : 255 p.
- [21] Cognie B., Haure J., Barillé L., 2006. Spatial distribution in a temperate coastal ecosystem of the wild stock of the farmed oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg). *Aquaculture* 259 : 249-259.
- [22] Prou J., 1994. Estimation de la biomasse d'huîtres non cultivées dans le bassin de Marennes-Oléron. Rapport Ifremer : 29 p.
- [23] Dutertre M., Beninger P. G., Barillé L., Papin M., Haure J., 2010. Rising water temperatures, reproduction and recruitment of an invasive oyster, *Crassostrea gigas*, on the French Atlantic coast. *Marine Environmental Research* 69 : 1-9.
- [24] Hily C., (resp. sci.) 2009. Prolifération de l'huître creuse du Pacifique *Crassostrea gigas* sur les côtes Manche-Atlantique françaises : bilan, dynamique, conséquences écologiques, économiques et ethnologiques, expériences et scénarios de gestion. Rapport de fin contrat PROGIG : 90 p.
- [25] Salvo F., 2010. Approche comparée des populations naturelles et cultivées d'huître japonaise *Crassostrea gigas* dans une lagune macrotidale (Bassin d'Arcachon) : cycle biologique, relations trophiques et effets sur le benthos. Thèse de Doctorat de l'Université Bordeaux 1, 509 p.
- [26] Pagny J., (coord.), Acou A., Ar Gall E., Blanchard M., Cabioc'h J., Canard A., Derrien-Courtel S., Feuteun E., Gentil F., Gouilletquer P., Grall J., Gruet Y., Hamon D., Hily C., d'Hondt J.-L., Le Duff M., Le Mao P., Le Roux A., Nézan E., Perrin B., Simon N., Stiger-Pouvreau V., Viard F., Ysnel F., 2010. Les espèces marines invasives en Bretagne. GIP Bretagne Environnement publ., Rennes : 41 p.
- [27] Blanchard M., 2009. Recent expansion of the slipper limpet population (*Crepidula fornicata*) in the Bay of Mont-Saint-Michel (Western Channel, France). *Aquatic Living Resources* 22 : 11-19.
- [28] Sauriau P.-G., Pichocki-Seyfried C., Walker P., de Montaudouin X., Palud C., Héral M., 1997. *Crepidula fornicata* L. (mollusque, gastéropode) en baie de Marennes-Oléron : cartographie des fonds par sonar à balayage latéral et estimation du stock. *Oceanologica Acta* 21 (2) : 353-362.
- [29] Gruet Y., 1974. Macrofaune des substrats meubles intertidaux entre le Pont d'Yeu et Sion-sur-l'Océan (Vendée).

- Bulletin de la Société des Sciences naturelles de l'Ouest de la France 122 : 12-28.
- [30] Sauriau P.-G., Walker P., Barillé L., Barillé A.-L., Gruet Y., Davenne E., 2006. La crépidule en baie de Bourgneuf : état du stock quarante ans après son introduction et enjeux pour l'ostréiculture de demain. In : Chaussade, J., Guillaume, J. (Eds.), Pêche et aquaculture. Pour une exploitation durable des ressources vivantes de la mer et du littoral. Presses Universitaires de Rennes, Nantes : 257-269 p.
- [31] de Montaudouin X., Sauriau P.-G., Nauleau P., Labarraque D., Giraud K., Tiozzo J., 2002. La crépidule : identifier les mécanismes de sa prolifération et caractériser ses effets sur le milieu pour envisager sa gestion ; Chantier : Bassin d'Arcachon. Programme LITEAU, rapport final 1<sup>ère</sup> tranche : 53 p.
- [32] de Montaudouin X., Labarraque D., Giraud K., Bachelet G., 2001. Why does the introduced gastropod *Crepidula fornicata* fail to invade Arcachon Bay (France) ? Journal of Marine Biology Association U. K. 81 : 97-104.
- [33] de Montaudouin X., Sauriau P.-G., 1999. The proliferating Gastropoda *Crepidula fornicata* may stimulate macrozoobenthic diversity. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 79 : 1069-1077.
- [34] Le Pape O., Guérault D., Désaunay Y., 2004. Effect of an invasive mollusc, American slipper limpet *Crepidula fornicata*, on habitat suitability for juvenile common sole *Solea solea* in the Bay of Biscay. Marine Ecology Progress Series 277 : 107-115.
- [35] Thouzeau G., Chauvaud L., Grall J., Guérin L., 2000. Rôle des interactions biotiques sur le devenir du pré-recrutement et la croissance de *Pecten maximus* (L.) en rade de Brest. Comptes Rendus de l'Académie des Sciences – Séries III – Sciences de la Vie 323 (9) : 815-825.
- [36] Flassch J.P., Leborgne Y., 1992. Introduction in Europe, from 1972 to 1980, of the Japanese Manila clam (*Tapes philippinarum*) and the effects on aquaculture production and natural settlement. ICES Marine Science Symposia, 194 : 92-96.
- [37] Bald J., Siquin A., Borja A., Caill-Milly N., Duclercq B., Dang C., de Montaudouin X., 2009. A system dynamics model for the management of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum* (Adams and Reeve, 1850) in the Bay of Arcachon (France). Ecological Modelling 220 : 2828-2837.
- [38] Caill-Milly N., Duclercq B., Morandeau G., 2006. Campagne d'évaluation du stock de palourdes du bassin d'Arcachon – année 2006. Rapport Ifremer : 52 p.
- [39] D'Hardivillé C., Bouché L., Péronnet I., 2010a. Campagne d'évaluation du stock de palourdes du Golfe du Morbihan, 10-15 mars 2010. Rapport Ifremer-CLPMEM Auray-Vannes : 57 p.
- [40] D'Hardivillé C., Bouché L., Péronnet I., 2010b. Campagne d'évaluation du stock de palourdes de la baie de Vilaine (Pénestin) 16 -17 mars 2010. Rapport Ifremer-CLPMEM Auray-Vannes : 40 p.
- [41] Martel C., Viard F., Bourguet D., Garcia-Meunier P., 2004. Invasion by the marine gastropod *Ocenebrellus inornatus* in France. II. Expansion along the Atlantic coast. Marine Ecology Progress Series 273 : 163-172.
- [42] Pigeot J., Miramand P., Garcia-Meunier P., Guyot T., Séguignes M., 2000. Présence d'un nouveau prédateur de l'huître creuse, *Ocenebrellus inornatus* (Récluz, 1851) dans le bassin conchylicole de Marennes-Oléron. Compte Rendu de l'Académie des Sciences de Paris, Sciences de la vie / Life Sciences 323 : 697-703.
- [43] Belsher T., 1991. *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt sur le littoral français. Synthèse des études 1983-1989. Rapport Ifremer, DEL.91.25 : 99 p.
- [44] den Hartog C., 1997. Is *Sargassum muticum* a threat to eelgrass beds ? Aquatic Botany 58 : 37-41.
- [45] Baumel A., Ainouche M.L., Levasseur J.E., 2001. Molecular investigations in populations of *Spartina anglica* C.E. Hubbard (Poaceae) invading coastal Brittany (France). Mol. Ecol. 10 : 1689-1701.
- [46] Cottet M., de Montaudouin X., Blanchet H., Lebleu P., 2007. *Spartina anglica* eradication experiment and *in situ* monitoring assess structuring strength of habitat complexity on marine macrofauna at high tidal level. Estuar. Cstl. Shelf Sci. 71 : 629-640.
- [47] Pichot Y., Comps M., Tigé G., Grizel H., Rabouin M.A., 1979. Recherches sur *Bonamia ostreae* gen. N., SP. N., parasite nouveau de l'huître plate *Ostrea edulis* L. Rev. Trav. Inst. Pêches Marit. 43 (1) : 131-140.
- [48] Katkansky S.C., Dahlstrom W.A., Warner R.W., 1969. Observations on survival and growth of the European flat oyster, *Ostrea edulis*, in California. Calif. Fish Game 55 : 69-74.
- [49] Tigé G., Grizel H., Martin A.-G., Langlade A., Rabouin M.-A., 1981. Situation épidémiologique consécutive à la présence du parasite *Bonamia ostreae* en Bretagne, évolution au cours de l'année 1980. Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit. 315 : 13-20.
- [50] Robert R., Borel M., Pichot Y., Trut G., 1991. Growth and mortality of the European oyster *Ostrea edulis* in the Bay of Arcachon (France). Aquatic. Living Res. 4 (4) : 265-274.
- [51] Pichot Y., 2002. Bilan de l'état sanitaire des mollusques en Méditerranée française 1988-2001. Rapport interne Ifremer, DRV/RST/RA/LCM/2002-11 : 36 p.
- [52] Bachelet G., Desroy N., Masson D., Miossec L., Sartoretto S., Sauriau P.-G., 2008. Prospective Nationale « Biodiversités Marines » : Espèces invasives et remédiation. Note non publiée : 9 p.
- [53] Dewarumez J.M., Gevaert F., Masse C., Foveau A., Desroy N. et Grulois D., 2011. Les espèces marines animales et végétales introduites dans le bassin Artois-Picardie. Agence de l'eau Artois-Picardie UMR CNRS 8187 LOG, 140.