

Directive Cadre sur l'Eau - Masses d'Eau Fortement Modifiées (MEFM)

**Prise en compte de l'Impact des
activités conchylicoles sur
l'Élément de qualité biologique
« faune benthique invertébrée »
dans l'Évaluation du potentiel
écologique**

**Cas des masses d'eau côtière
FRFC02 (Pertuis Charentais) et
FRGC01 (baie du Mont Saint
Michel)**

Rapport final

Rémi BUCHET É Ifremer/DYNECO/VIGIES

Contexte de programmation et de réalisation

Ce rapport a été réalisé dans le cadre de la mission de surveillance et d'expertise technique de Ifremer, au titre de la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE). Il correspond à l'un des livrables de l'action n° 7 de la convention Ifremer/Onema 2010, intitulée « Indicateurs DCE physico-chimiques – Seuils pour les masses d'eau fortement modifiées (MEFM) ».

Les auteurs

Rémi BUCHET
IFREMER/DYNECO/VIGIES
Rue de l'Île d'Yeu
BP 21105
44311 Nantes Cedex 03

Relecteurs

Pierre-Guy Sauriau
LIENSs, CNRS - Université de la Rochelle

Nicolas Desroy
CRESCO . IFREMER Dinard

Laurence Miossec
IFREMER/DYNECO/VIGIES

Les correspondants

Onema :
Marie-Claude Ximénès
Direction de l'Action Scientifique et
Technique

Référence du document :

Droits d'usage :	<i>Par ex, accès libre</i>
Couverture géographique :	Nationale
Niveau géographique [un seul choix] :	
Niveau de lecture [plusieurs choix possibles] :	Experts
Nature de la ressource [plusieurs choix possibles] :	Page internet, document, multimédia, base de données, Notice, tableau de données, couche information géographique, ressources juridiques, logiciels

DCE-MEFM : Prise en compte de l'impact des activités conchylicoles sur l'élément de qualité biologique « faune benthique invertébrée » dans l'évaluation du potentiel écologique . Cas des MEC « FRFC02 » et « FRGC01 »

Rapport final

Rémi BUCHET

SOMMAIRE

SOMMAIRE	3
LISTE DES SIGLES ET ABBREVIATIONS	6
RESUME	7
ABSTRACTS	8
OBJECTIF ET CONTEXTE	9
1. LES MASSES D'EAU FORTEMENT MODIFIEES DU LITTORAL FRANÇAIS	10
2. CONDITIONS DE REFERENCE ET OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX POUR LES MASSES D'EAU FORTEMENT MODIFIEES	12
2.1. La notion de bon potentiel écologique (BPE) et de potentiel écologique maximum (PEM).....	12
2.2. Etablissement du PEM	14
3. LES PRATIQUES CONCHYLICOLES ET LEUR IMPACT SUR LE COMPARTIMENT BENTHIQUE	15
3.1. Les différentes techniques de conchyliculture	15
3.1.1. Système semi-statique	15
3.1.2. Estran.....	15
3.1.3. Pleine eau	17
3.2. Impact de la conchyliculture sur le benthos : éléments bibliographiques	18
3.2.1. Impact sur les sédiments benthiques.....	18
3.2.3. Principaux facteurs conditionnant l'impact sur le benthos.....	20
3.3. L'Indice benthique M-AMBI (Muxica et al., 2007).....	21
4. MASSE D'EAU FRFC02 « PERTUIS CHARENTAIS »	24
4.1. Caractéristiques physiques de la masse d'eau.....	24
4.2. Pressions hydromorphologiques et leurs impacts sur la masse d'eau	27
4.3. La conchyliculture dans la masse d'eau FRFC02 et son impact sur le benthos	29
4.3.1. La conchyliculture à Marennes-Oléron (cf. figure 12 et § 4.2.)	29
4.3.2. Impact sur la faune benthique invertébrée	30
4.4. Données DCE disponibles sur cette masse d'eau	31
4.4.1. Les autres pressions	31
4.4.2. Les objectifs d'état retenus dans le SDAGE 2010-2015	33
4.4.3. Résultats d'évaluation disponibles sur les éléments de qualité biologiques et chimiques	33
5. MASSE D'EAU FRGC01 « BAIE DU MONT SAINT MICHEL »	35
5.1. Caractéristiques physiques de la masse d'eau.....	35
5.2. Pressions hydromorphologiques et leurs impacts sur la masse d'eau	37
5.3. La conchyliculture dans la masse d'eau FRGC01 et son impact sur le benthos	38
5.3.1. La conchyliculture en baie du Mont Saint Michel	38
5.3.2. Impact sur la faune benthique invertébrée.....	39
5.3.3. Un facteur déterminant vis-à-vis du benthos de la baie du Mont Saint Michel : la prolifération de la crépidule (cf. § 5.2.)	42
5.4. Données DCE disponibles sur cette masse d'eau	44

5.4.1.	Les objectifs d'état retenus dans le SDAGE 2010-2015	44
5.4.2.	Résultats d'évaluation disponibles sur les éléments de qualité biologiques et chimiques	45
6.	MESURES D'ATTENUATION DE L'IMPACT DES ACTIVITES CONCHYLICOLES SUR LE MILIEU	47
7.	CONDITIONS BIOLOGIQUES CORRESPONDANTES AU POTENTIEL ECOLOGIQUE MAXIMUM : CAS DE L'ÉLÉMENT DE QUALITE FAUNE BENTHIQUE INVERTEBREE.....	48
7.1.	Etape 1 : identifier la catégorie d'eau de surface naturelle la plus proche (rivière, lac, eau de transition ou eau côtière)	48
7.2.	Etape 2 : établir les conditions hydromorphologiques correspondantes au PEM (cf. synthèse bibliographique § 3.2.1)	48
7.3.	Etape 3 : établir les conditions physico-chimiques correspondantes au PEM (cf. synthèse bibliographique § 3.2.1)	48
7.4.	Etape 4 : établir les conditions biologiques correspondantes au PEM	49
7.4.1.	Cas des éléments de qualité « phytoplancton », et « flore aquatique autre que phytoplanctonique »	49
7.4.2.	Cas de l'élément de qualité invertébrés benthiques	49
	CONCLUSION ET PERSPECTIVES	53
	REFERENCES.....	55
	AUTRES RÉFÉRENCES.....	62
	SITES INTERNET	62
	ANNEXE	63

LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES

Liste des tableaux

Tableau 1 : Productions conchylicoles en France.....	9
Tableau 2: Liste des masses d'eau fortement modifiées du littoral français (Buchet, 2010).....	11
Tableau 3 : Définitions normatives du potentiel écologique maximal, du bon potentiel écologique et du potentiel écologique moyen impliqués dans l'évaluation des masses d'eau fortement modifiées ou artificielles.....	12
Tableau 4 : Groupes écologiques de polluosensibilités différentes (d'après Hily, 1984).....	21
Tableau 5 : Conditions de référence retenues pour le calcul de la valeur de M-AMBI dans les masses d'eau côtière (d'après Desroy et al., 2010).....	23
Tableau 6 : Grille de QFR retenue pour l'évaluation de l'élément de qualité « invertébrés benthiques » dans les masses d'eau côtière (arrêté du 25/01/2010).....	23
Tableau 7 : Synthèse des pressions impactant les caractéristiques hydromorphologiques de la masse d'eau FRFC02.....	28
Tableau 8 : Synthèse des pressions impactant les caractéristiques hydromorphologiques de la masse d'eau FRGC01.....	37
Tableau 9 : Synthèse des mesures d'atténuation pouvant être mises en place.....	47
Tableau 10 : Synthèse des résultats obtenus sur les points de suivis DCE de la façade Manche estimés en TBE situés dans des habitats de sables fins plus ou moins envasés intertidaux et dans des masses d'eau concernées par des activités conchylicoles (sources BRGM et N. Desroy, comm. pers.).....	51
Tableau 11 : Synthèse des conditions biologiques proposées au potentiel écologique.....	52

Liste des figures

Figure 1 : Situation des MEFM françaises.....	10
Figure 2 : Claires ostréicoles sur l'île d'Oléron.....	15
Figure 3 : Tables ostréicoles avec poches.....	15
Figure 4 : Culture à plat sur estran.....	16
Figure 5 : Moules sur bouchots.....	16
Figure 6 : Conchyliculture, grossissement sur filières.....	17
Figure 7 : Récolte des huîtres plates à la drague en Baie de Quiberon.....	17
Figure 8 : Phénomènes de sédimentation en Baie de Bourgneuf : couche de vase entre tables d'élevage d'huîtres.....	18
Figure 9 : Modèle SAB, d'après Pearson & Rosenberg (1978).....	19
Figure 10 : Modèle des indices biotiques, d'après Glémarec & Hily, 1981.....	20
Figure 11 : Définition du statut des stations échantillonnées par projection sur l'axe factoriel.....	22
Figure 12 : Situation de la masse d'eau FRFC02 « Pertuis Charentais », de son réseau de suivi « biologique » DCE et de certaines pressions hydromorphologiques.....	24
Figure 13 : Circulation résiduelle en baie de Marennes-Oléron en vive-eau (a) et morte-eau (b).....	25
Figure 14 : Carte bathymétrique de la baie de Marennes-Oléron.....	26
Figure 15 : La Trézence (a) et dépôt de crépidule sur estran à la Baudissière (B) en baie de Marennes- Oléron.....	32
Figure 16 : Répartition des bancs de crépidules en baie de Marennes-Oléron.....	32
Figure 17 : Ensemble des résultats d'évaluation de la masse d'eau FRFC02 disponibles à la date du rapport.....	34
Figure 18 : Situation de la masse d'eau FRGC01 « Baie du Mont Saint Michel », de son réseau de suivi biologiques DCE et de certaines pressions hydromorphologiques au sens de la DCE.....	35
Figure 19 : Courants résiduels lagrangiens en sud-Chausey.....	36
Figure 20 : Cadastre conchylicole de la Baie du Mont Saint Michel.....	39
Figure 21 : Différence d'épaisseur totale de sédiment (en m) entre une simulation avec parcs ostréicoles et une autre sans parcs.....	39
Figure 22 : Cartographie de la richesse spécifique du domaine intertidal de la baie du Mont Saint Michel.....	40
Figure 23 : Cartographie du statut écologique du domaine intertidal de la baie du Mont Saint Michel, évalué par l'indice de Shannon-Wiener.....	41
Figure 24 : Cartographie du statut écologique du domaine intertidal de la baie du Mont Saint Michel, évalué par l'indice AMBI.....	41
Figure 25 : Cartographie du statut écologique du domaine intertidal de la baie du Mont Saint Michel, évalué par l'indice M-AMBI.....	42
Figure 26 : Evolution de la population de crépidules entre 1996 et 2004 en baie du Mont Saint Michel.....	43
Figure 27 : Ensemble des résultats d'évaluation de l'état de la masse d'eau FRGC01 disponibles à la date du rapport.....	46

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

AMBI : AZTI Marine Biotic Index

AREVAL : Association pour la REcolte et la VALorisation des crépidules en Bretagne-nord

BPE : Bon Potentiel Ecologique

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières

CETMEF : Centre d'Études Techniques Maritimes et Fluviales

CNC : Comité National de la Conchyliculture

DCE : Directive Cadre européenne sur l'Eau

DPM : Domaine Public Maritime

DPMA : Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture

E : Ecotone

EQ : Élément de Qualité

GIG : Geographical Intercalibration Group

H_D : Indice de diversité de Shannon-Wiener

IFREMER : Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la MER

LCB : Laboratoire Conchylicole de Bretagne (Ifremer)

LER/PC : Laboratoire Environnement Ressources des Pertuis Charentais (Ifremer)

M-AMBI : Multivariate AZTI Marine Biotic Index

ME : Masse d'Eau

MEC : Masse d'Eau Côtière

MEFM : Masse d'Eau Fortement Modifiée

MIMEL : Mission Inter-services de la MER et du Littoral

MO : Matière Organique

NEA : North East Atlantic

ONEMA : Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques

PEM : Potentiel Ecologique Maximum

PO : Pic d'Opportunistes

RCS : Réseau de Contrôle de Surveillance mis en %uvre dans le cadre de la DCE

RS : Richesse Spécifique

SAB : richesse spécifique (S) abondance (A) biomasse (B)

SDAGE : Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion de l'Eau

SRC : Section Régionale Conchylicole

TBE : Très Bon Etat écologique

TBT : Tributylétain

TR : Zone de Transition

DCE-MEFM : Prise en compte de l'impact des activités conchylicoles sur l'élément de qualité biologique « faune benthique invertébrée » dans l'évaluation du potentiel écologique .

Cas des masses d'eau côtière FRFC02 et FRGC01

Rémi BUCHET

RESUME

Résumé

La conchyliculture, activité économique majeure développée sur les espaces littoraux français, engendre des modifications plus ou moins localisées des caractéristiques hydromorphologiques des masses d'eau. Ces modifications peuvent être à l'origine de leur désignation en masses d'eau fortement modifiées (MEFM) dans le cadre de la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE 2000/60/CE). C'est par exemple le cas de la masse d'eau côtière FRFC02 « Pertuis Charentais », qui abrite les activités conchylicoles hors marais littoraux du bassin de Marennes-Oléron.

Les évaluations déclassantes obtenues sur le paramètre « faune invertébrée benthique » en 2007 avec en appui la littérature scientifique décrivant les effets de la conchyliculture sur le compartiment benthique suscitent une interrogation quant à la désignation en 2013 de la masse d'eau côtière FRGC01 (Baie du Mont Saint Michel) comme MEFM.

Dans le cas de la masse d'eau fortement modifiée FRFC02, le réseau de contrôle de surveillance DCE tel qu'il est défini ne permet pas de mettre en évidence l'impact des activités ostréicoles et mytilicoles existantes dans la baie de Marennes-Oléron sur l'élément de qualité DCE « faune invertébrée benthique », compte tenu de la variabilité des résultats observés de 2007 à 2009. En conséquence et dans l'état actuel des connaissances et du réseau de suivi, il ne semble pas pertinent de proposer des conditions biologiques différentes des conditions de référence utilisées pour l'évaluation des masses d'eau dites « naturelles ».

En revanche, dans la masse d'eau côtière FRGC01, il semble que les activités conchylicoles influent, pour partie, sur le résultat d'évaluation donné par l'indicateur « faune invertébrée benthique » utilisé dans le cadre de la DCE. L'environnement hydro-sédimentaire des points de surveillance concernés est caractéristique des sables plus ou moins envasés intertidaux, et dans l'éventualité où un classement en masse d'eau fortement modifiée serait décidé pour la masse d'eau côtière FRGC01 au moment de la révision de l'état des lieux en 2013, des conditions biologiques correspondantes au potentiel écologique maximum (PEM) pourraient être proposées pour ce type d'habitat.

A l'issue d'une approche inspirée du guide méthodologique européen idoine, une valeur de l'indice AMBI de 2 (au lieu de 1 en conditions « naturelles ») pourrait être proposée pour caractériser les conditions biologiques au potentiel écologique maximal de cette masse d'eau. Les autres conditions de référence pour le calcul du M-AMBI (Richesse Spécifique à 35 et Hq à 4) dans cette masse d'eau resteraient pour leurs parts inchangées.

En tout état de cause, la désignation en MEFM d'une masse d'eau ne dispense aucunement de mettre en œuvre des mesures d'atténuation de l'impact des activités conchylicoles. Par ailleurs, les impacts sur les peuplements benthiques générés par d'autres pressions, également identifiées dans les masses d'eau concernées par cette étude, mériteraient également d'être évalués (espèces invasives introduites par les pratiques conchylicoles et leurs modes de gestion, pêche à pied professionnelle et de loisirs).

Mots clés (thématique et géographique)

DCE, MEFM, faune invertébrée benthique, conchyliculture, biodéposition, M-AMBI, masse d'eau côtière, potentiel écologique, FRGC01 « Baie du Mont Saint Michel », FRFC02 « Pertuis Charentais », Marennes-Oléron.

WFD-HMWB : Taking into account the impact of shellfish farming on the biological quality element "benthic invertebrate fauna" in assessing the ecological potential .
The case of Coastal Water Bodies FRFC02 and FRGC01

Rémi BUCHET

ABSTRACTS

Abstracts

Shellfish farming is a major economic activity developed in the French coastal areas and causes more or less extended changes onto hydromorphological characteristics of water bodies. These changes may induce their designation as heavily modified water bodies (HMWB) under the Water Framework Directive (WFD 2000/60/EC). This is, for example, the case of the coastal water body FRFC02 "Pertuis Charentais", which houses a major part of the Marennes-Oléron shellfish production area.

Scientific literature describing the effects of shellfish aquaculture on benthic communities, as well as downgrading assessments obtained in 2007 regarding the parameter "benthic invertebrate fauna", raise the question about the opportunity of considering the water body FRGC01 « Mont Saint Michel Bay » as a HMWB at the next 2013 deadline.

In the case of the heavily modified water body FRFC02, the WFD monitoring network as currently defined, does not allow any impact on the biological quality element "benthic invertebrate fauna" to be consistently detected during the period 2007 to 2009, as a consequence of the intense oyster and mussel farming in the Bay of Marennes-Oléron. Consequently, and given the current state of knowledge, it seems inappropriate to propose different biological conditions from the reference conditions involved in the assessment of natural water bodies.

In contrast, in the water body FRGC01, it seems that the intense shellfish farming activity partly affects the results of evaluation given by the indicator "benthic invertebrate fauna" used in the context of the WFD. The hydro-sedimentary environment of monitoring points incriminated consists in intertidal muddy-sands and, assuming that it would be decided to classify water body FRGC01 as a HMWB for the 2013 WFD inventory, biological conditions corresponding to the maximum ecological potential (MEP) could be proposed for this type of habitat.

Following a methodological approach inspired by the suitable European guidance document, an AMBI index value of 2 (instead of 1 in "natural" condition) could be proposed to characterize the biological conditions of this water body at the maximum ecological potential. Other conditions of reference for the calculation of the M-AMBI (35 for species richness and 4 for H') in the water body would remain unchanged.

In any case, the designation as a HMWB does not absolve from the implementation of measures to mitigate the impact of shellfish farming. Moreover, the impact on benthic field generated by other pressures, also identified in water bodies covered by this study, should also be evaluated (invasive species introduced by the shellfish farming practices, professional and recreational shellfish fishing).

Key words (thematic and geographical area)

WFD, HMWB, benthic invertebrate fauna, shellfish, biodeposition, M-AMBI, coastal water body, ecologic potential, FRGC01 « Mont Saint Michel Bay », FRFC02 « Pertuis Charentais », Marennes-Oléron.

OBJECTIF ET CONTEXTE

Au cours des 40 dernières années, l'aquaculture dans les eaux marines a considérablement augmenté, essentiellement en écho à une nécessité de plus grande autosuffisance dans la production alimentaire marine.

En France, la conchyliculture représente l'activité majeure des cultures marines avec une production annuelle d'environ 200000 tonnes, pour une valeur des ventes qui atteignait 381 millions d'euros en 2007 (source : France Agrimer). Parmi les différentes cultures de coquillages, celle des huîtres est prépondérante, avec une production de 130000 tonnes (cf. tableau 1).

En 2007, 3160 entreprises conchylicoles (y compris algues et crevettes), employant 9100 personnes et occupant un espace d'environ 18000 hectares sur l'ensemble du littoral étaient recensées en France (source : DPMA, enquête aquaculture).

Tableau 1 : Productions conchylicoles en France
(source : CNC, chiffres campagne 2008/2009)

	Production (en tonnes)
Huîtres creuses	128500
Moules de bouchot	53600
Huîtres plates	1500
Coques (2005)	2500
Palourdes (2005)	3000

Pour permettre de concilier protection des milieux et activités humaines durables (parmi lesquelles la conchyliculture), la Directive Cadre européenne sur l'Eau¹ a ouvert la possibilité de retenir un objectif adapté, notamment le **bon potentiel écologique**, pour les masses d'eau où certaines activités humaines entraînent nécessairement des modifications hydromorphologiques préjudiciables à la réalisation du **bon état écologique**. Ces masses d'eau sont alors désignées comme des masses d'eau fortement modifiée (MEFM). Pour autant ce concept de MEFM ne signifie pas le « statu quo », car il implique également la mise en %uvre de mesures destinées à atténuer l'impact des activités concernées.

Parmi les MEFM recensées en 2004 par les Comités de Bassin lors des états des lieux des districts hydrographiques figure la masse d'eau côtière **FRFC02 « Pertuis Charentais »**, qui héberge la majeure partie du bassin conchylicole de Marennes-Oléron.

Dans une autre masse d'eau dénommée **FRGC01 « Baie du Mont Saint Michel »**, les activités conchylicoles sont également très développées (notamment en baie de Cancale) et il a été observé des résultats qui s'écartent du très bon ou bon état écologique lors d'une campagne DCE réalisée en 2007 sur le paramètre « faune invertébrée benthique ». Or, de nombreuses publications scientifiques (cf. § 3) mettent en avant l'impact potentiel des installations conchylicoles et des rejets des organismes cultivés sur l'environnement, et notamment sur le compartiment benthique.

Aussi, une réflexion est actuellement en cours pour évaluer la pertinence d'un classement comme MEFM de la masse d'eau FRGC01, par souci de cohérence avec celui de la masse d'eau FRFC02. Celui-ci pourrait intervenir en 2013, lors de la révision de l'état des lieux du bassin Loire-Bretagne (Fera, comm. pers.).

Dans ce document, nous proposons d'étudier dans quelle mesure les modifications des caractéristiques hydromorphologiques induites par les activités conchylicoles peuvent impacter l'élément de qualité « faune benthique invertébrée », à travers une comparaison des situations respectives des masses d'eau FRFC02 et FRGC01.

A l'issue de cette étude comparative et dans l'hypothèse où l'impact sur la faune invertébrée benthique est estimé significatif dans le cadre fixé par la DCE (déclassement de la masse d'eau), une approche méthodologique pour réaliser l'évaluation du potentiel écologique des masses d'eau à forte emprise conchylicole est proposée, en se référant au document guide européen idoine².

¹ DCE, 2000/60/CE

² Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive n°4 (2000/60/CE) : Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies, 2003

1. LES MASSES D'EAU FORTEMENT MODIFIÉES DU LITTORAL FRANÇAIS

Conformément à la Directive Cadre Européenne sur l'Eau 2000/60/CE (*article 5, annexe II*) et au document guide européen n°4 de mise en œuvre de la DCE concernant les MEFM, il convenait de recenser à échéance fin 2004 les masses d'eau artificielles et les masses d'eau pouvant être **pré-désignées** comme fortement modifiées, du fait de **modifications hydromorphologiques substantielles** pénalisant la atteinte du bon état écologique.

Au niveau national, la circulaire 2003/04 du 29 juillet 2003 a fourni des éléments de cadrage pour l'identification prévisionnelle des MEFM, tout au moins pour le cas des eaux continentales.

Cette circulaire rappelait notamment que ne devaient pas être désignées comme MEFM les masses d'eau qui, bien qu'ayant subi des modifications physiques du fait des activités anthropiques, pouvaient de manière évidente respecter les objectifs environnementaux de la DCE (dont le bon état) et être restaurées sans remettre en cause (DCE, article 4.3) :

- L'environnement au sens large,
- La navigation, y compris les installations portuaires, ou les loisirs,
- Les activités aux fins desquelles l'eau est stockée, telles que l'approvisionnement en eau potable, la production d'électricité ou l'irrigation,
- La régularisation des débits, la protection contre les inondations et le drainage des sols,
- D'autres activités de développement humain durable tout aussi importantes (par exemple la **conchyliculture** pour le cas des masses d'eau littorales).

Par la suite, une circulaire du 28 février 2006 a précisé les éléments méthodologiques (analyse technique, environnementale et économique) à prendre en compte dans l'identification « formelle » des MEFM à l'horizon mi-2007, et a notamment demandé d'examiner les alternatives possibles pour maintenir les bénéfices rendus par les activités à l'origine des aménagements des milieux, invitant ainsi à rappeler clairement les **éléments de décision d'aménagement du territoire** ayant conduit à développer ces activités.

Depuis, les plans de gestion 2010-2015 adoptés en fin de l'année 2009 par les comités de bassin ont permis d'actualiser la désignation des MEFM. Cette liste (*figure 1 et tableau 2*) pourra être réexaminée **à chaque mise à jour des plans de gestion**.

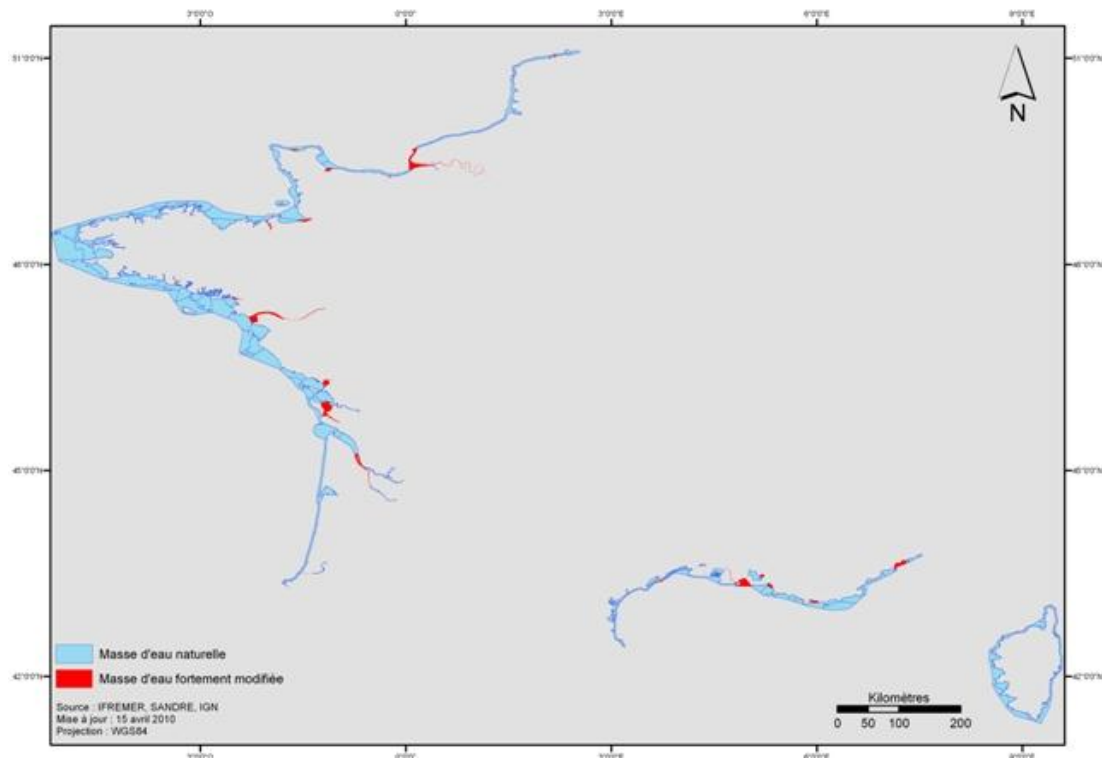


Figure 1 : Situation des MEFM françaises (Buchet, 2010)

Tableau 2: Liste des masses d'eau fortement modifiées du littoral français (Buchet, 2010)

Bassin hydrographique	Type national	Code de la masse d'eau	Nom de la masse d'eau
Artois-Picardie	T02	FRAT02	Port de Boulogne sur Mer
	T02	FRAT03	Port de Calais
	T02	FRAT04	Port de Dunkerque
Seine-Normandie	C03	FRHC16	Le Havre . Antifer
	C16	FRHC61	Cherbourg : intérieur Grande Rade
	T04	FRHT01	Estuaire Seine Amont (dulçaquicole) : Poses
	T04	FRHT02	Estuaire de la Seine Moyen (dulçaquicole)
	T05	FRHT03	Estuaire de Seine Aval
	T05	FRHT04	Estuaire de l'Orne
	T05	FRHT05	Baie du Mont Saint Michel (fond de baie estuarien)
	T05	FRHT06	Baie des Veys (fond de baie estuarien et chenaux de signy et de Carentan)
	Loire-Bretagne	T08	FRGT02
T08		FRGT20	Blavet
T01		FRGT27	Vilaine
T07		FRGT28	Loire
T08		FRGT29	Vie
T08		FRGT30	Lay
T08		FRGT31	Sèvre Niortaise
Adour-Garonne	C03	FRFC02	Pertuis Charentais
	C05	FRFC09	Lac de Josségou
	T02	FRFT02	Estuaire Seudre
	T03	FRFT07	Estuaire Adour Aval
	T06	FRFT34	Estuaire fluvial Garonne Aval
	T06	FRFT35	Gironde Amont
Rhône Méditerranée Corse	C19	FRDC02e	De Sète à Frontignan
	C20	FRDC04	Golfe de Fos
	C20	FRDC06a	Petite Rade de Marseille
	C22	FRDC07g	Cap Cepet . Cap de Carqueiranne
	C25	FRDC09b	Port d'Antibes . Port de commerce de Nice
	C25	FRDC09d	Cap d'Antibes . Cap Ferrat
	T10	FRDT06b	Complexe du Narbonnais : étangs de Grazel et Mateille
	T10	FRDT15b	Etang de Vaine
	T12	FRDT19	Petit Rhône du pont de sylveréal à la Méditerranée
T12	FRDT20	Grand Rhône dus seuil de terrin à la Méditerranée	

La masse d'eau FRFC02 « Pertuis Charentais » a été désignée comme MEFM en raison de l'importance des modifications physiques qu'elle a subit pour permettre le développement de l'activité conchylicole du bassin du Marennes-Oléron (premier centre ostréicole européen).

Cette activité majeure pour ce secteur géographique, initialement basée sur l'huître plate indigène *Ostrea edulis*, s'est développée à partir de la fin du 19^{ème} siècle avec l'huître portugaise *Crassostrea angulata* (Grelon, 1978), et a connu un nouvel essor économique à partir des années 1970 avec la culture de l'huître creuse du Pacifique *Crassostrea gigas* (Héral et al., 1989 ; Gouilletquer & Héral, 1997). La conchyliculture a « modelé » le milieu littoral en conséquence (modification du trait de côte, colonisation du domaine intertidal), engendrant des modifications des caractéristiques hydromorphologiques qui sont susceptibles de pénaliser l'atteinte du bon état écologique de cette masse d'eau. Ainsi, est visé dans le cas de cette masse d'eau l'objectif du « **bon potentiel écologique** » (BPE, cf. § 2.1.) et non pas du « bon état écologique ».

L'objectif de bon état chimique reste toutefois impératif car les critères chimiques ne rentrent pas en ligne de compte dans la définition d'une masse d'eau fortement modifiée.

2. CONDITIONS DE REFERENCE ET OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX POUR LES MASSES D'EAU FORTEMENT MODIFIEES

2.1. La notion de bon potentiel écologique (BPE) et de potentiel écologique maximum (PEM)

Des éléments méthodologiques pour la définition du potentiel écologique (BPE) sont proposés dans le « guidance document » n°4 publié par l'Union Européenne en vue de la mise en %uvre de la DCE.

Dans un premier temps, les **conditions de référence** qui servent à l'évaluation des MEFM (ainsi qu'à celle des masses d'eau « artificielles ») sont appelées « **Potentiel Ecologique Maximal** ».

Le potentiel écologique maximum (PEM) correspond à la qualité écologique maximale pouvant être atteinte par la MEFM, lorsque toutes les **mesures d'atténuation n'ayant pas d'effet contre-productif sur les usages concernés** par la désignation ont été prises.

Les MEFM (et les masses d'eau artificielles) doivent atteindre le « bon potentiel écologique » ainsi que le bon état chimique. Le bon potentiel écologique consiste en une « légère » dégradation des valeurs des **éléments de qualité biologiques** atteignant le bon état écologique.

La classification du potentiel écologique des **masses d'eau fortement modifiées douces de surface** est réalisée selon **4 classes de potentiel** : bon et plus, moyen, médiocre et mauvais (*arrêté du 25/01/10 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface, annexe 5*).

Tableau 3 : Définitions normatives du potentiel écologique maximal, du bon potentiel écologique et du potentiel écologique moyen impliqués dans l'évaluation des masses d'eau fortement modifiées ou artificielles

Élément	Potentiel écologique maximal	Bon potentiel écologique	Potentiel écologique moyen
Éléments de qualité biologiques	Les valeurs des éléments de qualité biologique pertinents reflètent, autant que possible, celles associées au type de masse d'eau de surface le plus comparable, vu les conditions physiques qui résultent des caractéristiques artificielles ou fortement modifiées de la masse d'eau.	Légères modifications dans les valeurs des éléments de qualité biologique pertinents par rapport aux valeurs trouvées pour un potentiel écologique maximal.	Modifications modérées dans les valeurs des éléments de qualité biologique pertinents par rapport aux valeurs trouvées pour un potentiel écologique maximal. Ces valeurs accusent des écarts plus importants que dans le cas d'un bon potentiel écologique.
Éléments hydromorphologiques	Les conditions hydromorphologiques correspondent aux conditions normales, les seuls effets sur la masse d'eau de surface étant ceux qui résultent des caractéristiques artificielles ou fortement modifiées de la masse d'eau dès que toutes les mesures pratiques d'atténuation ont été prises afin d'assurer qu'elles autorisent le meilleur rapprochement possible d'un continuum écologique, en particulier en ce qui concerne la migration de la faune, le frai et les lieux de reproduction.	Conditions permettant d'atteindre les valeurs indiquées ci-dessus pour les éléments de qualité biologique.	Conditions permettant d'atteindre les valeurs indiquées ci-dessus pour les éléments de qualité biologique.

Eléments physico-chimiques			
Conditions générales	<p>Les éléments physico-chimiques correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées associées au type de masse d'eau de surface le plus comparable à la masse d'eau artificielle ou fortement modifiée concernée.</p> <p>Les concentrations en nutriments restent dans la fourchette normalement associée aux conditions non perturbées.</p> <p>La température, le bilan d'oxygène et le pH correspondent à ceux des types de masse d'eau de surface les plus comparables dans des conditions non perturbées.</p>	<p>Les valeurs des éléments physico-chimiques ne dépassent pas les valeurs établies pour assurer le fonctionnement de l'écosystème et pour atteindre les valeurs indiquées ci-dessus pour les éléments de qualité biologique.</p> <p>La température et le pH ne dépassent pas les valeurs établies pour assurer le fonctionnement de l'écosystème et pour atteindre les valeurs indiquées ci-dessus pour les éléments de qualité biologique.</p> <p>Les concentrations de nutriments ne dépassent pas les niveaux établis pour assurer le fonctionnement de l'écosystème et pour atteindre les valeurs indiquées ci-dessus pour les éléments de qualité biologique.</p>	<p>Conditions permettant d'atteindre les valeurs indiquées ci-dessus pour les éléments de qualité biologique.</p>
Polluants synthétiques spécifiques	<p>Concentrations proches de zéro et au moins inférieures aux limites de détection des techniques d'analyse les plus avancées d'usage général.</p>	<p>Concentrations ne dépassant pas les normes fixées conformément à la procédure visée au point 1.2.6 sans préjudice des directives 91/41/CE et 98/8/CE (<eqs)</p>	<p>Conditions permettant d'atteindre les valeurs indiquées ci-dessus pour les éléments de qualité biologique.</p>
Polluants non synthétiques caractéristiques	<p>Les concentrations restent dans la fourchette normalement associée, dans des conditions non perturbées, au type de masse d'eau de surface le plus comparable à la masse d'eau artificielle ou fortement modifiée concernée (niveau de fond = bgl).</p>	<p>Concentrations ne dépassant pas les normes fixées conformément à la procédure visée au point 1.2.6 sans préjudice des directives 91/414/CE et 98/8/CE (<eqs).</p>	<p>Conditions permettant d'atteindre les valeurs indiquées ci-dessus pour les éléments de qualité biologique.</p>

2.2. Etablissement du PEM

Le document guide n° 4 pour la mise en œuvre de la DCE, élaboré par l'Union Européenne³, envisage l'établissement de valeurs appropriées pour le potentiel écologique maximum via une série de sous-étapes.

Tout d'abord, dans ce processus, il est important de bien faire la différence entre la « **catégorie de masse d'eau de surface la plus proche** » et « **le type de masse d'eau le plus proche** ».

En effet, les éléments de qualité pertinents pour l'évaluation du potentiel écologique d'une MEFM seront choisis à partir de la catégorie la plus proche ; tandis que le type de masse d'eau le plus proche sera utilisé pour la détermination des valeurs des éléments de qualité biologiques au PEM.

Les étapes qui doivent permettre l'établissement du PEM sont les suivantes :

- **Etape 1** : Il faut choisir les éléments de qualité appropriés pour définir le PEM (*DCE annexe V n° 1.1.5.*) : à savoir il faut identifier la catégorie d'eau de surface naturelle la plus proche (rivière, lac, eau de transition ou eau côtière). Les éléments de qualité appropriés sont ainsi ceux correspondant à la catégorie de masse d'eau la plus proche, définis à l'annexe V de la DCE points 1.1.1. à 1.1.4.
- **Etape 2** : Il faut établir les conditions hydromorphologiques correspondantes au PEM (*DCE annexe V n° 1.2.5.*). Les valeurs pour les éléments de qualité physico-chimiques, biologiques et généraux du PEM dépendent des conditions hydromorphologiques du PEM. L'établissement des conditions hydromorphologiques correspondantes au PEM est une étape importante dans l'établissement du PEM car ce sont ces conditions qui sont impactées par les altérations physiques et qui vont, principalement, orienter la définition du potentiel écologique de la MEFM.

Ces conditions sont celles observables lorsque toutes les mesures d'atténuation n'ayant pas d'effet contre-productif sur les usages concernés par la désignation (ou sur l'environnement au sens large), ont été prises.

Ceci implique notamment que la quantité et la qualité des habitats assurant la structure et la fonction de l'écosystème soient maintenues dans l'espace et dans le temps, et que la continuité/connectivité latérale et longitudinale des masses d'eau puisse permettre aux organismes marins d'accéder aux habitats dont ils dépendent (nourriture, reproduction).

- **Etape 3** : Il faut ensuite établir les conditions physico-chimiques correspondantes au PEM (*DCE annexe V n° 1.2.5.*), et pour cela déterminer quel est le type de masse d'eau de surface le plus comparable.

Les conditions physico-chimiques du PEM doivent être déduites des conditions du type de ME comparable, en prenant en compte les conditions hydromorphologiques propres au PEM. Ces conditions physico-chimiques ont potentiellement une influence importante sur les valeurs des éléments de qualité biologiques du PEM.

- **Etape 4** : Il faut, *in fine*, établir les conditions biologiques correspondantes au PEM qui refléteront, autant que possible, celles qui sont associées au type de masse d'eau le plus comparable. Les conditions biologiques au PEM seront sous l'influence des conditions hydromorphologiques et physicochimiques au PEM.

³ Working Group 2.2 : HMWB

3. LES PRATIQUES CONCHYLICOLES ET LEUR IMPACT SUR LE COMPARTIMENT BENTHIQUE

3.1. Les différentes techniques de conchyliculture

3.1.1. Système semi-statique

Ce système de culture traditionnelle est très ancien car utilisé dès l'époque gallo-romaine (Coste, 1861 ; Marteil, 1976 ; Legué-Dupont, 2004). Il consiste à disposer les huîtres dans des bassins en terre appelés « claires » alimentées en eau de mer via un système de canaux reliés à la mer (figure 2). Les huîtres y subissent un affinage destiné à les améliorer non seulement sur le plan gustatif, mais également visuel, par le verdissement provoqué par la diatomée *Haslea ostrearia* (Marteil, 1976 ; Grelon, 1978 ; Soletchnik et al, 2000). Un certain durcissement est également noté suite à ce conditionnement, qui favorise le maintien des animaux en bon état quand ils sont à sec (source : Ifremer LER/PC). Les claires sont caractérisées par de faibles profondeurs, leur remplissage est effectué lors des marées de vives-eaux. Le temps d'immersion des huîtres en claires est d'un à deux mois (Bodoy, 1993).



Figure 2 : Claires ostréicoles sur l'île d'Oléron
© Ifremer Olivier DUGORNAY

3.1.2. Estran

Que ce soit l'huître (ostréiculture), la moule (mytiliculture) ou la palourde (vénériculture), de façon intensive ou semi-intensive, l'estran est un lieu de culture privilégié des mollusques marins et notamment en Baie du Mont Saint Michel et sur les Pertuis Charentais. Les ostréiculteurs utilisent deux techniques de culture distinctes sur l'estran : "à plat" et sur tables.



Figure 3 : Tables ostréicoles avec poches
© Ifremer Michel GOUILLOU

Dans le mode de culture sur tables, dominant de nos jours, celles-ci sont disposées en rangées parallèles (*figure 3*). Les ostréiculteurs y installent des collecteurs, des poches et des casiers. Les collecteurs sont des coquilles, des morceaux de ardoise, des tubes cannelés, destinés à réaliser le captage des larves d'huîtres. Une fois que les huîtres ont atteint une taille suffisamment importante (généralement au bout de 8 à 10 mois), elles sont détachées du collecteur (détrouage) et placées dans des poches ou des casiers afin d'achever leur croissance.

Dans le mode traditionnel de culture "à plat", le levage des huîtres est réalisé sur le fond (en général sablo-vaseux). Celui-ci ne nécessite que peu de structures de levage qui délimitent néanmoins l'extérieur du parc et empêchent le parpillement des huîtres aux alentours. Des manipulations importantes sont nécessaires en période de collecte (*figure 4*), de même que des hersages destinés à éviter l'enfouissement des bivalves. Cette technique est toutefois de moins en moins utilisée, au profit de la culture sur tables (*Bodoy, 1993*) qui permet une mécanisation accrue de la culture, apporte de meilleures conditions de croissance et permet de limiter les mortalités récurrentes car l'éloignement du sédiment est censé diminuer la probabilité de transmission des pathogènes, source de mortalité telle qu'observée des années 2000-2005 (voir la synthèse MOREST par Samain & McCombie, 2008).



Figure 4 : Culture à plat sur estran
© Ifremer LERPC/ La Tremblade

Les moules sont élevées sur des lignes de pieux de bois enfoncés sur l'estran, appelés bouchots dont l'origine provient d'une méthode traditionnelle inventée par les mytiliculteurs de l'Anse de l'iguillon (*Mahé, 1994*) (*figure 5*). Le naissain est capté soit à partir de cordes tendues entre les bouchots (verticalement ou horizontalement), soit directement sur ces pieux. Les cordes sont ensuite enroulées autour des pieux pour permettre le grossissement des moules (*Dardignac-Corbeil, M.-J., 1986*).



Figure 5 : Moules sur bouchots
© Ifremer Michel GOUILLOU

3.1.3. Pleine eau

Le grossissement des moules et des huîtres peut également se faire sur de longues lignes en mer, appelées filières (figure 6). Celles-ci sont suspendues à une aussière amarrée à des bouées en surface ou en sub-surface, elles-mêmes fixées au fond par des ancres. Sur ces lignes sont ajoutés des paniers ou des poches contenant les bivalves cultivés (Bodoy 1993). Cette technique tend à s'accroître dans les pertuis Charentais avec le développement de larges champs de filières situées en dehors du bassin de Marennes-Oléron, le long de la côte nord-est d'Oléron et au nord de l'île d'Ax.

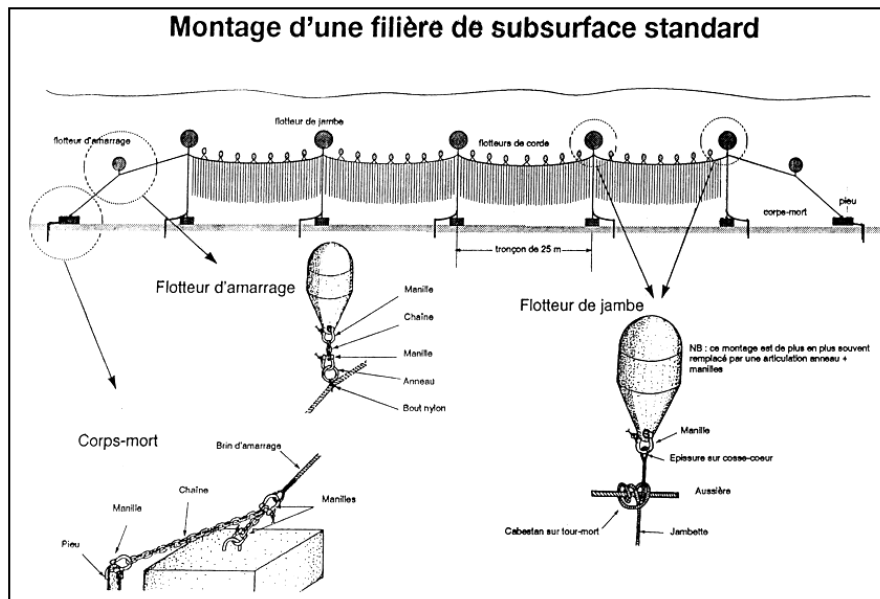


Figure 6 : Conchyliculture, grossissement sur filières (Bompais, 1991)

Enfin, en Bretagne notamment, les huîtres plates (*Ostrea edulis*) sont élevées sur « semis » effectués en eau profonde (Bodoy 1993), ce qui présente des avantages par comparaison avec les cultures en zone estran car les mollusques ont toujours accès aux ressources alimentaires. En revanche, ils sont moins protégés des prédateurs benthiques (Mazurié, comm. pers.). Les huîtres sont ainsi déposées sur le sol à de faibles densités puis récoltées par dragage (figure 7).

Cette technique de culture a permis de maintenir une production d'huîtres plates suite aux épizooties à *Bonamia ostreae* et *Marteilia refringens*, parasite qui pour ce dernier empêche la reprise de la culture d'*Ostrea edulis* sur estran et en claire ostréicole (Audemard *et al.* 2002, 2004 ; Berthe *et al.*, 2000).



Figure 7 : Récolte des huîtres plates à la drague en Baie de Quiberon
© CRC - Bretagne Sud

3.2. Impact de la conchyliculture sur le benthos : éléments bibliographiques

3.2.1. Impact sur les sédiments benthiques

La présence d'activités conchylicoles se traduit par un **enrichissement du sédiment en particules fines**, provenant notamment des fèces (matière fécale) et pseudo-fèces rejetés par les espèces en culture (*Dankers & Zuidema, 1995 ; Grant et al. 1995 ; Hartstein & Rowden, 2004*). Dans le cas des huîtres, 95 % des particules composant les fèces sont d'une taille inférieure à 5 µm (*Sornin, 1984*), et ces organismes peuvent rejeter jusqu'à 45g de fèces par gramme de chair sèche d'huître et par mois (*Sornin, 1981*).

La **sédimentation** de ces particules fines et riches en matière organique est favorisée par la présence des structures conchylicoles qui modifient les conditions hydrodynamiques locales en ralentissant et modifiant la direction des courants près du fond (*Crawford et al., 2003*), et en réduisant la hauteur des vagues (*Sornin, 1981 ; Kervella, 2010 ; Kervella et al., 2009*). Or, les activités ostréicoles sont souvent pratiquées dans des zones abritées qui sont naturellement propices à la sédimentation, d'où l'accentuation des phénomènes de dévasement dans ces secteurs (*figure 8*).

Les sédiments sous-jacents aux structures ostréicoles (*Sornin et al., 1983 ; Nugues et al., 1996 ; Mallet et al., 2006*) et mytilicoles (*Grant et al., 1995 ; Hartstein & Rowden, 2004 ; Hartstein & Stevens, 2005 ; Miron et al., 2005*) subissent ainsi un **enrichissement en matière organique**.

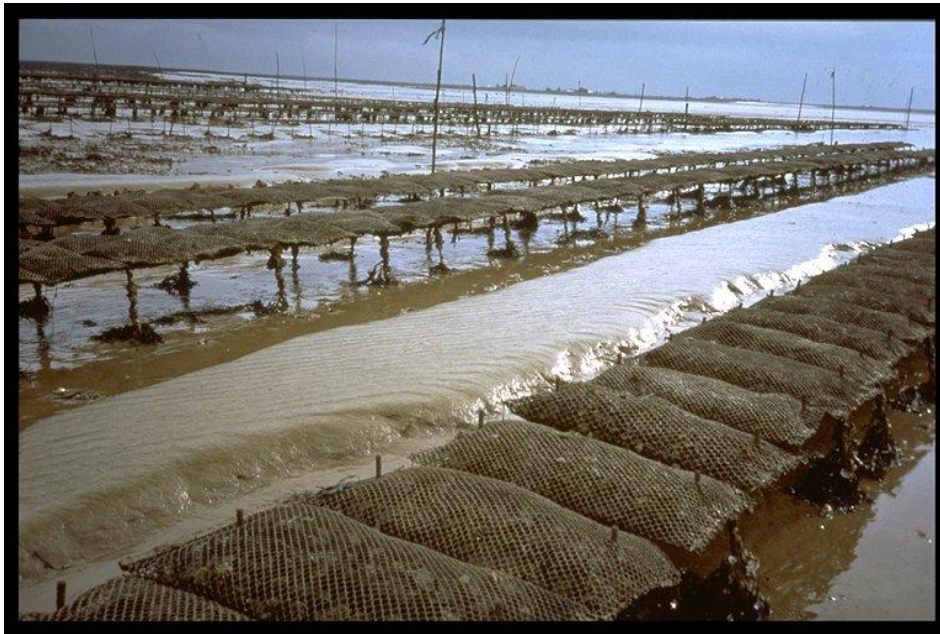


Figure 8 : Phénomènes de sédimentation en Baie de Bourgneuf : couche de vase entre tables d'élevage d'huîtres © Ifremer Hubert Grosse!

Ces apports organiques provoquent localement un enrichissement en carbone organique et une modification du rapport C/N du sédiment, induisant un changement de sa valeur nutritive (*Stenton-Dozey et al. 1999*).

La décomposition de la matière organique par les bactéries engendre également des perturbations de la biogéochimie sédimentaire, dont les principales manifestations sont : une **hausse de la demande en oxygène** du sédiment conduisant à l'hypoxie voire à l'anoxie (*Sornin et al., 1983 ; Gray et al., 2002*), une augmentation de l'importance relative des processus anaérobies dans la reminéralisation de la matière organique (accumulation de sulfures toxiques pour le vivant : *Lerat et al., 1985 ; Janas et al., 2004*), et une modification des flux de sels nutritifs (ammonium, silicates, phosphates) à l'interface eau-sédiment (*Sornin et al., 1986 ; Hatcher et al., 1994 ; Grant et al., 1995 ; Kirby et al., 2007*).

Par ailleurs, le détachement d'individus des installations conchylicoles peut non seulement contribuer à l'enrichissement organique du sédiment, mais induit aussi une accumulation de débris coquilliers propices à la création de micro-habitats (*Hatcher et al., 1994*).

Les opérations aquacoles périodiques (nettoyage des poches ostréicoles, brulage du naissain de moule, enlèvement des tables, dévasement des parcs par exemples) augmentent inévitablement la

présence humaine et développent de plus grands trafics marins, aggravant le niveau de perturbations autour des structures (Markowitz et al. 2004).

3.2.2. Impact sur la structure des peuplements benthiques : le modèle de Pearson & Rosenberg (1978)

Les amphipodes ainsi que les Cumacae sont sensibles aux sources de pollution et d'enrichissement en matière organique dans les sédiments (Gesteira & Dauvin, 2000 ; Dauvin & Ruellet, 2007). En revanche, les polychètes tels que les Cirratulidae, les Capitellidae et les Spionidae comportent des espèces opportunistes bien adaptées aux milieux enrichis en matière organique (Pearson & Rosenberg, 1978 ; Hily et al., 1986 ; Ros & Cardell, 1991 ; Nugues et al., 1996 ; De Grave et al., 1998 ; Chamberlain et al., 2001 ; Samuelson, 2001 ; Stenton-Dozey et al., 2001 ; Hartstein & Rowden, 2004).

Les biodépôts générés par les activités conchylicoles perturbent les communautés benthiques en modifiant le milieu sédimentaire et en diminuant la richesse spécifique et la répartition des espèces dans les sites intertidaux (Castel et al., 1989 ; Nugues et al., 1996 ; Deslous-Paoli et al., 1998). De plus, la structure des peuplements de la macrofaune est fortement dépendante des facteurs édaphiques (Hily, 1976) : dans des sédiments soumis aux rejets organiques de l'aquaculture, les espèces sensibles des sédiments sableux disparaissent alors que celles caractéristiques des sédiments fins et cohésifs sont favorisées.

Les modifications de la structure des peuplements benthiques, en réponse à un gradient de pollution organique, ont été modélisées en 1978 par Pearson & Rosenberg (figure 9).

Ces auteurs identifient trois états le long d'un gradient (spatial ou temporel) de pollution organique :

- Un premier état dénommé « PO » correspond à un pic d'espèces opportunistes. Il se caractérise par un petit nombre d'espèces dont les effectifs sont très élevés, d'où un léger pic de biomasse et un pic d'abondance très marqué. La position et l'évolution du point PO dans le temps ou l'espace permet de caractériser l'état d'un site vis à vis d'une pollution organique.
- Lorsque la pollution se réduit, le point « E » marque l'écotone ou point écotonal : l'abondance et la biomasse faiblissent, tandis que la richesse spécifique augmente.
- La zone « TR » constitue la zone de transition : elle se définit par de fortes fluctuations tendant progressivement vers un peuplement stable, caractérisé par des espèces peu abondantes mais ayant des tailles plus importantes que les espèces opportunistes. La biomasse y présente un second pic, correspondant au processus de « biostimulation » où les apports nutritifs sont élevés mais ne provoquent pas encore de déficit en oxygène.

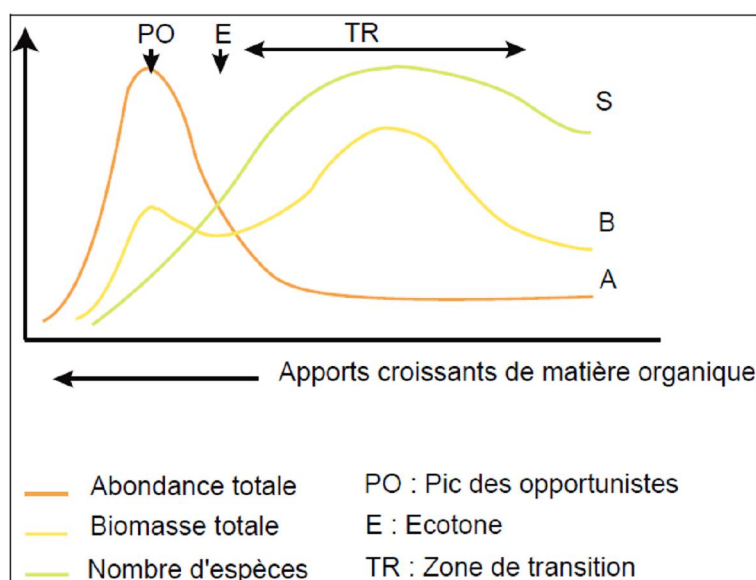


Figure 9 : Modèle SAB, d'après Pearson & Rosenberg (1978)

Basés sur ce **paradigme de Pearson & Rosenberg**, certains indices benthiques ont été développés en identifiant des groupes écologiques de polluo-sensibilités différentes (Glémarec & Hily ; 1981 ; Hily, 1984 ; Grall & Glémarec, 1997, Borja et al., 2000) et **notamment celui utilisé par la France dans le cadre de la DCE, à savoir le M-AMBI (Muxika et al., 2007, cf. § 3.3).**

A titre d'exemple (figure 10), les groupes III et V identifiés en 1984 par Hily correspondent respectivement au stade de biostimulation (milieu perturbé) et au pic des opportunistes (pollution avérée) du modèle SAB.

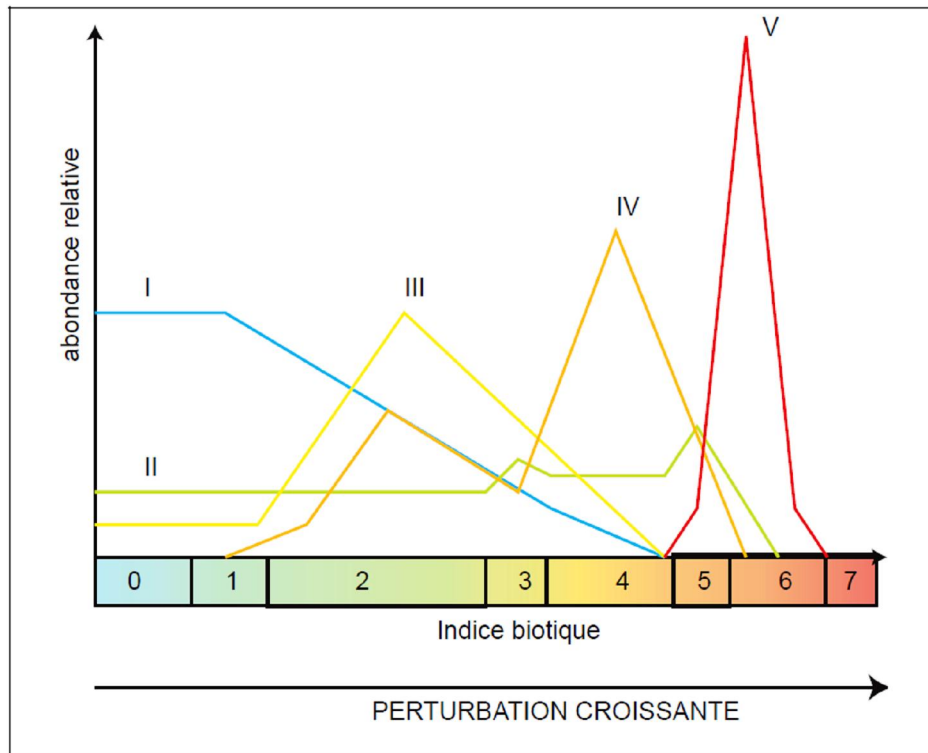


Figure 10 : Modèle des indices biotiques (d'après Glémarec & Hily, 1981) montrant l'importance relative des différents groupes écologiques le long d'un gradient de perturbation croissante

Les indices basés sur des groupes de polluo-sensibilité sont donc susceptibles de détecter des apports organiques générés par les activités conchylicoles.

3.2.3. Principaux facteurs conditionnant l'impact sur le benthos

Muxika et al. (2005) indiquent que les **conditions hydrodynamiques** du site considéré peuvent jouer un rôle déterminant dans l'étendue géographique d'une pollution.

De façon générale, la variabilité des réponses a souvent été mise en relation (Chamberlain et al., 2001, Hartstein & Rowden, 2004, Miron et al., 2005, Bouchet & Sauriau, 2008) avec la **variabilité des conditions environnementales rencontrées** (nature du sédiment, hydrodynamisme) et des **pratiques culturelles** (taille de l'exploitation, méthode de culture, durée de l'activité).

Ainsi, en comparant 3 sites voisins d'un détroit néo-zélandais, Hartstein & Rowden (2004) ont montré que l'impact des activités conchylicoles était négligeable dans les zones à fort hydrodynamisme en raison de la faible accumulation des biodépôts produits. Bouchet & Sauriau (2008), sur le secteur de Marennes-Oléron, ont également montré que l'influence des parcs à huîtres intertidaux était plus forte avec le mode de culture sur table par rapport à la technique de culture à plat en relation avec l'intensité des phénomènes d'envasement.

Borja et al. (2009) recommandent l'utilisation de plusieurs indicateurs benthiques dans l'évaluation de l'impact des activités aquacoles, et de prendre en compte l'hydrodynamisme de l'endroit étudié, la profondeur de l'eau, l'ancienneté de l'activité ainsi que la production totale annuelle afin d'interpréter sereinement la réponse des communautés benthiques à l'enrichissement organique du sédiment du fait de l'aquaculture.

3.3. L'Indice benthique M-AMBI (Muxica et al., 2007)

De nombreux outils ont été développés par les états membres afin de répondre aux exigences de la Directive Cadre européenne sur l'eau dans le but d'évaluer l'élément de qualité biologique « faune benthique invertébrée » (BENTIX, BQI, P-BAT, BEQI, AMBI et dérivés nationaux, M-AMBI⁴).

L'Indicateur retenu par la France à l'issue de sa participation au GIG NEA⁴ est le M-AMBI (Muxica et al., 2007). Cet indice multimétrique également adopté par l'Allemagne, l'Espagne, la Slovénie, la Bulgarie et la Roumanie⁵, est une version « améliorée » de l'Indice AMBI précédemment développé par Borja et son équipe (e.g. Borja et al., 2000, Borja & Muxica, 2005).

Comme rappelé par Desroy et al. (2010), l'indice M-AMBI possède 3 composantes :

1. **AMBI** : indice basé sur la reconnaissance parmi les espèces constitutives des communautés benthiques de cinq groupes écologiques de polluo-sensibilité différentes, tels que proposés par Hily en 1984 (tableau 4). Cet indice AMBI pondère chaque groupe écologique par une constante qui représente le niveau de perturbation auquel les espèces sont associées, selon la formule :

$$AMBI = ((0 \times \%GI) + (1,5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4,5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)) / 100$$

⇒ avec GI, GII, GIII, GIV et GV = proportion d'individus de chacun des groupes écologiques.

Tableau 4 : Groupes écologiques de polluosensibilités différentes (d'après Hily, 1984)

Groupe	Type d'espèces	Caractéristiques	Groupes trophiques
I	sensibles à une hypertrophisation	- largement dominantes en conditions normales - disparaissent les premières lors de l'enrichissement du milieu. - dernières à se réinstaller	- suspensivores, carnivores sélectifs, quelques déposivores tubicoles de subsurface
II	Indifférentes à une hypertrophisation	- espèces peu influencées par une augmentation de la quantité de MO	- carnivores et nécrophages peu sélectifs
III	Tolérantes à une hypertrophisation	- naturellement présentes dans les vases, mais, leur prolifération étant stimulée par l'enrichissement du milieu, elles sont le signe d'un déséquilibre du système	- déposivores tubicoles de surface profitant du film superficiel de chargé de MO
IV	Opportunistes de second ordre	- cycle de vie court (souvent <1 an) proliférant dans les sédiments réduits	- déposivores de subsurface
V	Opportunistes de premier ordre	- prolifèrent dans les sédiments réduits sur l'ensemble de leur épaisseur jusqu'à la surface	- déposivores

⁴ Arrêté du 25/01/10 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface

⁵ Décision de la Commission Européenne du 30 octobre 2008 établissant, conformément à la directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil, les valeurs pour les classifications du système de contrôle des États membres à la suite de l'exercice d'inter-étalonnage

- 2. Richesse spécifique**, ou nombre d'espèces (RS). La richesse spécifique se définit classiquement comme le nombre d'espèces recensées à une échelle d'espace déterminée.

- 3. Indice de diversité de Shannon-Wiener :**

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

Avec : S = nombre d'espèces
 p_i = fréquence relative de l'espèce i dans le prélèvement

L'indice de diversité H' intégrant d'une part la richesse spécifique, et d'autre part l'abondance relative des espèces, reflète un équilibre dynamique et permet d'estimer le degré d'évolution entre les stades pionnier et mature d'un assemblage d'espèces. L'indice le plus couramment utilisé en écologie est celui de *Shannon (1948)*, par analogie avec la théorie de l'information. Ce dernier exprime la diversité d'une communauté en fonction du nombre d'espèces récoltées et du nombre d'individus de chaque espèce (*Frontier & Pichot-Viale, 1991*).

Ces 3 composantes sont calculées pour toutes les stations, puis, à l'aide du jeu de données résultant, une analyse factorielle des correspondances est menée, déterminant trois axes perpendiculaires qui minimisent le critère des moindres carrés. La projection dans ce nouveau repère des deux points de référence correspondant à l'état le plus dégradé et l'état le meilleur permet de définir un nouvel axe sur lequel sont projetés l'ensemble des points des stations (*figure 11*). Pour chacun d'eux est calculée la distance qui le sépare du point le plus dégradé, en considérant que le segment de droite reliant le point le plus dégradé à celui du meilleur état possède une longueur de 1. Cette distance, bornée par le 0 et le 1, est le M-AMBI. Des conditions de validité concernant le nombre d'espèces par station, leur position de vie épigée ou endogée (*Borja & Muxika, 2005*) ainsi que le nombre de stations analysées (*Borja et al., 2008*) sont néanmoins requises pour assurer d'une part la représentativité des résultats et, d'autre part, leur validité statistique.

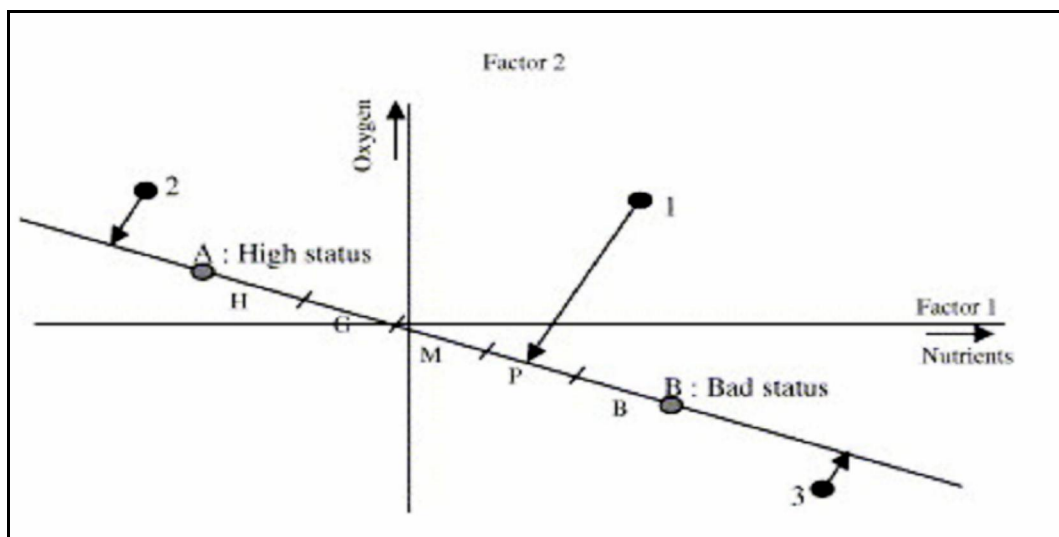


Figure 11 : Définition du statut des stations échantillonnées par projection sur l'axe factoriel défini par les conditions de référence, d'après Bald et al., 2005

Les stations échantillonnées se réfèrent à **trois types d'environnements hydro-sédimentaires** (sables fins plus ou moins envasés subtidaux, sables fins plus ou moins envasés intertidaux, sables fins à moyens exposés) et, conséquemment, à trois conditions de référence distinctes (*Tableau 5*).

Seules les conditions de référence relatives aux habitats de **sables fins plus ou moins envasés subtidaux ont été intercalibrées lors de l'exercice mené par le GIG NEA (décision CE du 30 octobre 2008)**.

Tableau 5 : Conditions de référence retenues pour le calcul de la valeur de M-AMBI dans les masses d'eau côtière (d'après Desroy et al., 2010)

Environnement hydro-sédimentaire	Etat	Richesse spécifique	Diversité de Shannon-Weaver	AMBI
Sables fins plus ou moins envasés subtidaux	Très bon	58	4	1
	Très mauvais	1	0	6
Sables fins plus ou moins envasés intertidaux	Très bon	35	4	1
	Très mauvais	1	0	6
Sables (fins à moyens) exposés	Très bon	15	3,5	1
	Très mauvais	1	0	6

La grille de lecture du M-AMBI (*Tableau 6*), telle qu'adoptée par la France au sein du GIG NEA, est la suivante (*arrêté du 25 janvier 2010*) :

Tableau 6 : Grille de lecture retenue pour l'évaluation de l'élément de qualité « invertébrés benthiques » dans les masses d'eau côtière (arrêté du 25/01/2010)

Classes	[0, 0,2]]0,2, 0,39]]0,39, 0,53]]0,53, 0,77]]0,77-1]
Etat écologique	Très mauvais	Mauvais	Moyen	Bon	Très bon

Les résultats étant susceptibles de différer légèrement en fonction du nombre de stations utilisées dans le jeu de données utilisé du fait de l'intégration d'une analyse factorielle des correspondances dans le calcul de l'indicateur (voir les recommandations de *Borja et al., 2008*), le calcul du M-AMBI est effectué **par façades du littoral** (NEA) français : Manche d'une part, et Atlantique d'autre part. La valeur du M-AMBI retenue pour une masse d'eau donnée correspond à celle observée à la station échantillonnée dans cette masse d'eau lorsqu'elle est unique ou à la moyenne des valeurs relatives aux différentes stations lorsqu'il y en a plusieurs.

4. MASSE D'EAU FRFC02 « PERTUIS CHARENTAIS »

4.1. Caractéristiques physiques de la masse d'eau

La masse d'eau FRFC02 (figure 12) est située dans le département de Charente-Maritime (17) à environ 20 km au Nord de l'estuaire de la Gironde. Elle appartient au type DCE français C3 : « **Côte vaseuse modérément exposée** », dont les caractéristiques (DCE, annexe I) sont les suivantes :

Type	Nom du type	Marnage	Profondeur	Vitesse du courant	Exposition aux vagues	Temps de résidence	Mélange	Substrat	Substrat complémentaire	zone intertidale
C3	Côte vaseuse modérément exposée	mésotidal à macrotidal	Faible	< 3 nœuds	modérément exposé	moyen à long	Mélangé à partiellement stratifié	vaseux	Sable et graviers	moins de 50 %

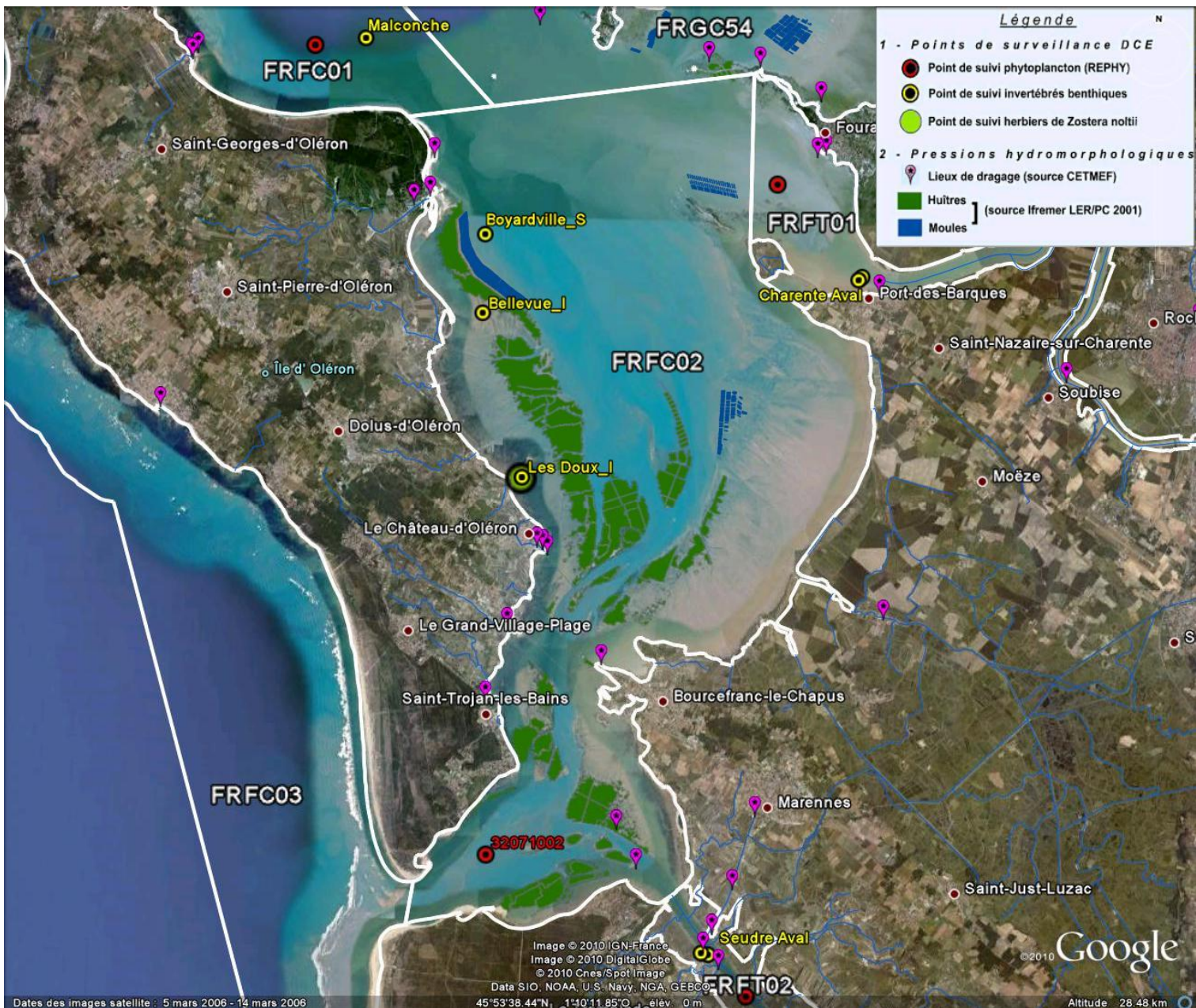


Figure 12 : Situation de la masse d'eau FRFC02 « Pertuis Charentais », de son réseau de suivi « biologique » DCE et de certaines pressions hydromorphologiques

L'empreinte géographique de cette masse d'eau (181 km²) coïncide avec une zone plus communément appelée le **bassin de Marennes Oléron** s'étendant, au nord, de la Pointe des Saumonards à la Pointe de Fouras et au sud, de la Pointe de Gatseau à la Pointe d'Arvert.

Abrité à l'ouest par l'île d'Oléron, le bassin de Marennes-Oléron est un système semi-fermé et peu profond (8,6 m en moyenne), soumis à un processus d'envasement important, qui est possible de décomposer d'une part en un envasement séculaire daté du moyen âge et du 18^{ème} siècle (Poirier, 2010) et, d'autre part, un envasement contemporain lié aux activités conchylicoles (Sornin, 1981, 1984 ; Gouleau et al., 2000). Le volume moyen en eau de ce bassin est de l'ordre 805 millions de m³, dont 75% correspond au volume moyen oscillant : la marée joue donc un rôle très important (Stanisière et al., 2006) en conjonction avec les régimes de vent (Raillard & Ménesguen, 1994 ; Raillard et al., 1994) pour expliquer le fonctionnement hydrodynamique et hydrosédimentaire du bassin, en particulier les niveaux très élevés de turbidité.

Dans la baie, le marnage est de type macrotidal et varie continuellement, entre 2 et 6 mètres (Struski, 2005). Cinquante sept pour cent de la superficie de la masse d'eau est représentée par une **zone intertidale fortement utilisée par l'aquaculture avec plus de 4000 ha de parcs (Gouletquer & Le Moine, 2002)**.

Un étranglement rocheux au niveau du Chapus divise la masse d'eau en deux sous entités nord et sud de tailles inégales. Les échanges avec l'extérieur du bassin se effectuent par l'intermédiaire de deux ouvertures de 10 km au nord, contre 1 km seulement au sud, provoquant une circulation résiduelle nord-sud (figure 13) avec des temps de résidence des eaux de 4 à 10 jours (Bacher, 1989).

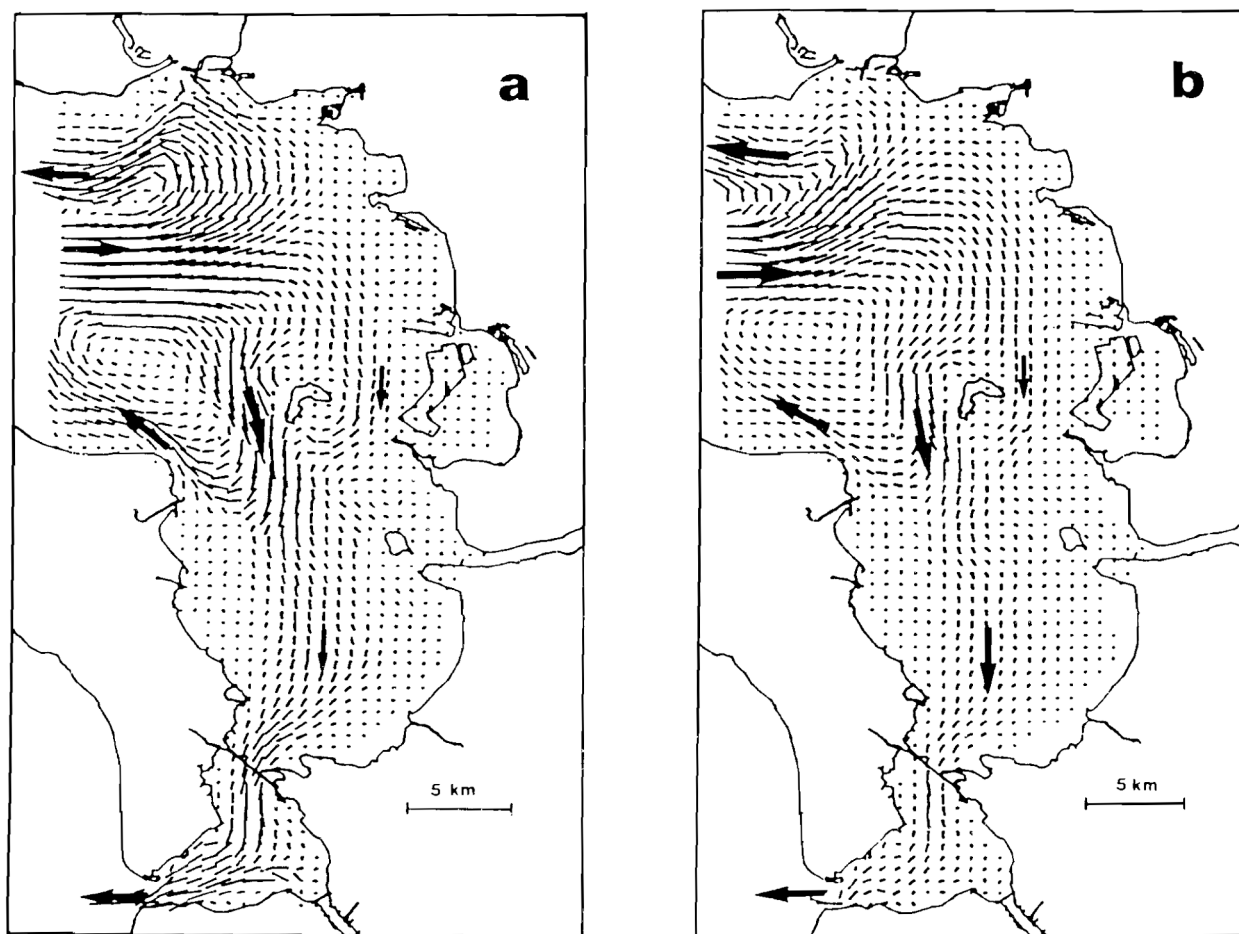


Figure 13 : Circulation résiduelle en baie de Marennes-Oléron en vive-eau (a) et morte-eau (b) (Bacher, 1989)

Dans le coureau d'Oléron au nord, les eaux en provenance du Pertuis d'Antioche circulent préférentiellement dans deux chenaux parallèles (Est et Ouest) qui se rejoignent au niveau du Chapus afin de former le coureau central. Dans la partie sud, qui communique avec l'Océan Atlantique via le Pertuis de Maumusson, de nombreux bancs de sables émergent à marée basse et mettent en relation d'une part le coureau central et le pertuis de Maumusson et, d'autre part, l'embouchure de la Seudre et le pertuis de Maumusson (figure 14).

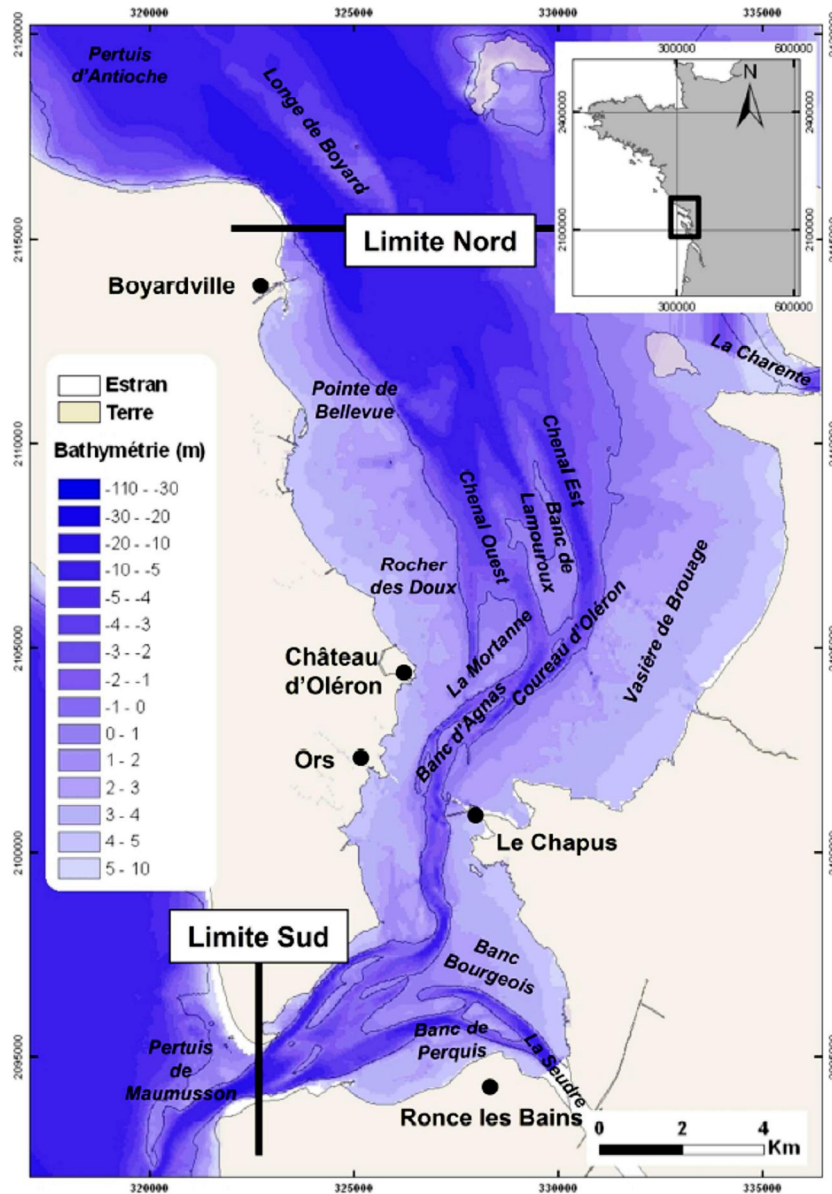


Figure 14 : Carte bathymétrique de la baie de Marennes-Oléron (Kervella, 2009)

Le système est directement soumis aux apports en provenance des bassins versants de la **Charente** au nord (bassin versant de 9 600 km², débit moyen hivernal 163 m³.s⁻¹) et de la **Seudre** au sud (bassin versant de 780 km², débit moyen hivernal 10 m³.s⁻¹; source : banque HYDRO). Les apports sédimentaires annuels de la rivière de la Charente sont estimés à 41000 t (Gonzalez et al., 1991).

Des intrusions périodiques mais fréquentes d'eau girondine par le nord du bassin mais aussi par le pertuis de Maumusson sont observées, notamment en **hiver** et en **automne**. Ainsi, 40 à 90% des dépôts sédimentaires de la baie proviennent de la Gironde. Celle-ci constitue par ailleurs une source de contamination chimique pour la baie de Marennes Oléron, notamment en cadmium (Boutier et al., 2000) qui s'accumule dans l'ensemble des réseaux trophiques (Pigeot et al., 2006). Enfin, les nombreux marais côtiers alimentent ponctuellement en eau douce le système mais la situation peut

En inverser en été-automne, les eaux contenues dans les claires ostréicoles et marais piscicoles de l'Oléron et de Seudre tendent par évaporation pendant les mortes-eaux à devenir sursalées. Lors de leur vidange et réalimentation pendant les vives-eaux, ces eaux sursalées réalimentent le bassin de Marennes-Oléron.

Dans le coureau de l'Oléron, on distingue à l'ouest les eaux euhalines de types marines qui ont une salinité élevée (30 < salinité < 35) et à l'est des eaux polyhalines légèrement plus dessalées (25 < salinité < 30), résultant d'un mélange entre les eaux marines et les eaux de la Charente (Tesson, 1973 ; Gouletquer & Le Moine, 2002). La Charente influence de manière significative la salinité du bassin (Héral et al., 1984), tandis que le faible débit de la Seudre est négligeable du point de vue des apports en eaux douces. Ceci est confirmé par les relevés faunistiques réalisés en 2007, 2008 et 2009 dans le cadre de la DCE ou des études ONEMA, avec une faune moins estuarienne en Seudre qu'en Charente. La Seudre apparaît alors jouer le rôle d'un simple bras de mer en communication avec les réseaux de claires ostréicoles en amont et le sud du bassin de Marennes-Oléron en aval (Sauriau & Cajori, comm. pers.).

Selon des critères morphosédimentaires, Pouliquen (1975), Hily (1976) et Sauriau et al. (1989) distinguent trois entités différentes au sein de la baie :

- Le **secteur oriental** à l'est et au nord-est du bassin, qui est constitué d'une **grande vasière** (vasière de Brouage) d'environ 40 km² contenant des sédiments de type silteux riches en particules fines (Galois et al., 2000 ; Gouletquer et al., 2000),
- Le **secteur occidental** représenté par la zone du littoral de l'île de l'Oléron est composé d'une vasière **sablo-vaseuse** (Hily, 1977 ; Sauriau et al., 1989). Au Nord, du niveau de Boyardville jusqu'à la flèche de Bellevue, existe un estran sableux caractérisé par des barres sableuses qui migrent vers le sud par dérives littorales lors des épisodes de houles hivernales.
- Le **secteur central**, traversé par le coureau de l'Oléron, qui s'étend jusqu'au pertuis de Maumusson, est constitué de nombreux **bancs de sables moyens à grossiers** façonnés par les forts courants de marée (Kervella, 2009).

4.2. Pressions hydromorphologiques et leurs impacts sur la masse d'eau

Le tableau 7 effectue une **synthèse des pressions hydromorphologiques et des impacts correspondants** exercés sur la masse d'eau FRFC02. Pour ce faire, la typologie des pressions hydromorphologiques ainsi que la caractérisation de celles-ci via un système de notation (Delattre & Vinchon, 2009) sont utilisées.

Nous avons par la suite complété ces informations au moyen d'un travail bibliographique détaillé sur la zone d'étude.

La note figurant en caractères bleus caractérise les perturbations générées par chaque pression. Elle a été attribuée à dire d'experts et présente 3 composantes (Delattre & Vinchon, 2009) :

- **Etendue de la perturbation physique** (de 1 = localisée à 3 = surface d'impact supérieure à 50% de la masse d'eau)
- **Intensité de la perturbation physique** (de 1 = faible à 3 = perturbation majeure à l'échelle de la zone d'impact)
- **Fiabilité du dire d'experts** (de A = données décrivant les perturbations disponibles à D = évaluation sujette à caution)

Tableau 7 : Synthèse des pressions impactant les caractéristiques hydromorphologiques de la masse d'eau FRFC02

Type de pression	Pression	Description de la pression	Description de la perturbation	Etendue	Intensité (dans la zone d'impact)	Fiabilité	Sources
Ouvrages de protections	Digues	Marais ostréicoles de l' île d'Oléron : 2800 ha utilisés essentiellement pour l'affinage, 8 chenaux (de la Perrotine, de l'Illette, d'Arceau, de la Baudissière, de la Brande, de l'Etier neuf, du Nicot, ruisseau du Léperon) débouchent dans la masse d'eau	Perte d'habitat par artificialisation du trait de côte	2	3	B	Mille, 1996 ; BD Carthage
	Levées en terre	Entre Bourcefranc le Chapus et Port des Barques (estuaire Charente) :					
	Marais	1000 ha de marais à vocation ostréicole essentiellement utilisé pour l'affinage					
Modification apports eau douce et intrusion eau salée	Pratiques agricoles sur le bassin versant de la Charente (+ Seudre)	Prélèvement en étiage (pompages agricoles notamment) + lâcher d'eau en période hivernale	(Forte) diminution du débit en étiage + dessalures hivernales Estuaire de la Charente (BV : 9600 km ² , débits de 20 à 163 m ³ s ⁻¹) et, dans une moindre mesure, la Seudre (BV : 780 km ² , débits de 0 à 10 m ³ s ⁻¹) Non négligeable pour la biologie	1	1	B	Banque HYDRO Stanisière et al., 2006
Extraction/ Rejet	Restructuration des parcs ostréicoles	Drague "la Trézence" restructure environ 77 ha de parcs annuellement	Remise en suspension de particules	1	3	B	Coïc., 2007
	Entretien du chenal de la Charente (masse d'eau voisine FRFT01) (cf. figure 12)	Entretien des ports de Rochefort (250000 m ³ an ⁻¹) et de Tonnay Charente (13000 m ³ an ⁻¹)	Apport de particules fines (concerne surtout la partie est de la masse d'eau FRFC02)	2	3	B	B. Lujan, DDTM17 (comm. pers.)
	Rotodévasages (cf. figure 12)	Ports de : St Trojan les Bains, Bourcefranc le Chapus, Le Château d'Oléron	Remise en suspension de particules	2	3	B	CETMEF
	Dragages de crépidules	1500 à 2000 tonnes /an					SRC in Coïc, 2007.
Aménagement d'exploitation	Conchyliculture (cf. figure 12)	2731 ha de parcs exploités sur le DPM (15 % de la ME) + 2100 ha de claires ostréicoles Huîtres : 95000 tonnes en exploitation sur la zone Moules : 2500 tonnes en exploitation	Modification des conditions de sédimentation dans la zone des parcs Substrat enrichi en particules fines (fèces et pseudo-fèces) contenant de la matière organique : envasement	2	3	B	Le Moine in Leguerrier et al., 2004 ; AGRESTE, 2005 ; LER /PC, présentation Académie d'agriculture, 2007 ; Sornin, 1981
Activités anthropiques - Pêche	Chalutage	Chalutage de fond dans la zone subtidale essentiellement au Nord de la MEC	Détérioration des habitats subtidaux	2	2	B	Leauté, 2008

Type de pression	Pression	Description de la pression	Description de la perturbation	Etendue	Intensité (dans la zone d'impact)	Fiabilité	Sources
Activités anthropiques - Pêche	Pêche à pied	Forte pression de pêche à pied récréative et professionnelle sur la zone, notamment sur les estrans de Boyardville (16000 séances/an en moyenne), Le Château d'Oléron (5000 séances/an), Saint Trojan les bains (15000 séances/an), Galon d'Or (11000 séances/an), et Bourcefranc Marennes (14000 séances /an)	Piétinement des herbiers et déstructuration du substrat intertidal	2	2	B	Association IODDE - Projet REVE, (comm. pers.) ; Sauriau, (comm.pers).
Espèces invasives	Crépidules, huîtres sauvages et bigorneau perceur	Stock de crépidules estimé à 2600 t dans la baie de Marennes Oléron (campagne réalisée en 1995)	Biodéposition (MO) et envasement	2	1	B	Sauriau et al., 1998 de Montaudouin & Sauriau, 1999
		Dragages de crépidules : 1000 à 1500 tonnes /an Nouvelle campagne d'évaluation du stock de crépidules réalisée en 2008-2009	Stérilisation du substrat	2	3	B	Prou, 1994 Curti, 2009
Terres gagnées sur la mer	Poldérisation	Depuis 1824, le trait de côte de la baie de Marennes-Oléron a effectué une progradation qui atteint 2 km au niveau des estrans de Brouage et 1 km dans l'estuaire de la Seudre. Cette évolution du trait de côte est liée à la poldérisation, qui a débuté au moyen âge dans la zone d'étude et qui est achevée à la fin du XIXème siècle	Perte d'habitat, modification du prisme tidal	2	1	B	Bertin, 2005

4.3. La conchyliculture dans la masse d'eau FRFC02 et son impact sur le benthos

4.3.1. La conchyliculture à Marennes-Oléron (cf. figure 12 et § 4.2.)

La conchyliculture des Pertuis Charentais occupe un rang primordial dans la production nationale avec 44% du marché français de l'huître *Crassostrea gigas* (**premier bassin ostréicole européen**) et 35 % de la production mytilicole nationale, majoritairement de l'espèce *Mytilus edulis* (Agreste, 2005). Par ailleurs, le bassin de Marennes-Oléron constitue le premier fournisseur en France de naissain de captage d'huître creuse.

Les larges vasières intertidales du bassin de Marennes-Oléron sont utilisées pour la culture de l'huître creuse du Pacifique (*Crassostrea gigas*) depuis les années 1970 (Gouletquer & Héral, 1997). L'espèce a été introduite après les épisodes sévères de mortalité de l'huître portugaise *Crassostrea angulata*, qui fut décimée dans les années 1960-1965 par une épizootie virale (Grizel, 1989).

L'huître plate (*Ostrea edulis*) dont les bancs naturels ont été surexploités jusqu'aux 19^{ème} (Grelon, 1978) n'a pas pu, du fait des épizooties successives à marteilliose et bonamiose, être de nouveau cultivée sur estrans et en claires ostréicoles (Berthe et al., 2000), et ce malgré la réalisation de multiples essais (Gras & Gras, 1981). Elle n'est cependant pas totalement aujourd'hui disparue de la

baie car des gisements naturels subsistent dans les petits fonds des pertuis Charentais et font l'objet d'une pêche professionnelle accessoire (Sauriau & Léauté, comm. pers.).

La technique la plus anciennement utilisée sur le secteur, dite de « **culture à plat** », consiste à élever les huîtres posées directement sur les sols intertidaux. Ce type de culture très contraignant et nécessitant un investissement physique important de la part de l'ostréiculteur, a largement diminué ces dernières années au profit de la « **culture sur table** ». De plus, il se développe actuellement de nouvelles pratiques d'élevage, les huîtres étant cultivées en conditions immergées constantes (domaine subtidal) **fixées sur des filières**, ou encore en élevages semi-profonds (cf. § 3.1.2).

Les superficies intertidales propices à l'élevage sont pratiquement totalement occupées dans le bassin. Il a ainsi été montré que dans les années 1980, le stock d'huîtres présent sur le bassin de Marennes-Oléron était trop important, ce qui était préjudiciable à leur croissance (Héral et al., 1989). Cet état de fait a amené la profession à développer une pratique d'élevage « multi-sites » avec transfert des jeunes huîtres dans des zones plus productives telles que la Bretagne ou la Normandie.

L'activité d'**affinage en claires** est une spécificité régionale et est fondamentale sur le marais maritime Charentais. Environ 3000 ha de marais littoraux (Mille, 1996) sont utilisés pour cette phase de finition de l'élevage des huîtres (cf. § 3.1.1).

La mytiliculture, pratiquée traditionnellement sur **bouchots à Marennes-Oléron**, a également évolué ces dernières années avec l'apparition dans les années 1990 des élevages sur **filières suspendues**.

4.3.2. Impact sur la faune benthique invertébrée

L'implantation d'une activité économique d'une telle envergure, notamment en zone intertidale, ne se fait pas sans poser des problèmes environnementaux : les fèces et pseudo-fèces produits par l'huître *Crassostrea gigas* correspondent à **6600 tonnes de sédiment sec.km⁻²** qui se déposent chaque jour dans les zones cultivées de la baie de Marennes-Oléron. Ces biodépôts exhausent les sols, enrichissent en matière organique et en particules fines les sédiments, et modifient les processus biogéochimiques (Sornin, 1981 et Sornin et al., 1983).

Ce phénomène engendre une modification qualitative et quantitative de la macrofaune benthique sous les parcs ostréicoles (Sauriau et al., 1989 ; Bouchet & Sauriau, 2008). Sa richesse spécifique est diminuée, la structure des assemblages est simplifiée et sa composition spécifique change en faveur des dépositores (Bouchet & Sauriau, 2008). Elle consomme moins de phytoplancton, plus de microphytobenthos, et plus de détritus pélagiques (Bacher et al., 2002).

Bouchet (2007) et Bouchet & Sauriau (2008) ont évalué la qualité écologique des vasières intertidales occupées par des élevages d'huîtres (à plat et sur tables) à la lumière de divers indices (H', AMBI, BOPA, BENTIX, M-AMBI et score moyen) dans plusieurs stations situées dans le secteur d'étude (**dont 3 stations plus particulièrement localisées dans la masse d'eau FRFC02, distinctes cependant des sites de surveillance DCE**). Exploitant les résultats acquis lors de campagnes saisonnières réalisées au cours de l'année 2004, ces auteurs formulent notamment les conclusions suivantes :

- Une diminution de la granulométrie moyenne est observable dans les sédiments situés dans les zones d'élevage, ceux-ci étant le plus souvent classés comme des « vases » car contenant de forts taux de pélites ;
- Les valeurs du potentiel redox sont significativement plus fortes dans les sédiments situés dans les secteurs d'élevages à plat par rapport aux sédiments situés sous tables ostréicoles. Par ailleurs, ces derniers présentent la plupart du temps des conditions hypoxiques puis anoxiques dès quelques centimètres de profondeur ;
- Un enrichissement en matière organique est constaté dans les sédiments des zones ostréicoles. Cet enrichissement est plus important dans les sédiments sous-jacents des tables ostréicoles par rapport au mode de culture à plat ;
- Les assemblages de populations d'invertébrés benthiques sont dominés par des espèces des groupes III et IV (i.e. dépositores de surface et de sub-surface : 65 % de l'abondance totale) pour les sédiments situés dans les zones de cultures à plat ;
- Les assemblages de population d'invertébrés benthiques dans les sédiments situés sous les tables ostréicoles sont constitués à plus de 50% d'espèces des groupes III et IV (cf. Tableau

- 4) et jusqu'à 12% d'espèces du groupe V (opportunistes de premier ordre) ;
- La richesse spécifique diminue plus fortement dans les sédiments intertidaux où se pratique l'élevage sur tables par rapport aux élevages à plat ou les sols témoins ;
 - **L'impact des pratiques ostréicoles sur les assemblages de la macrofaune benthique sous-jacente est cependant jugé « modéré »**. En effet, l'enrichissement organique du sédiment agit sur des communautés benthiques paucispécifiques **naturellement tolérantes** ;
 - Les facteurs hydrodynamiques et saisonniers influencent très probablement les phénomènes décrits précédemment de par leur faculté à amplifier ou à diminuer les processus d'enrichissement organique liés à la biodéposition.

Du point de vue de l'évaluation faite dans le cadre de la DCE, c'est-à-dire à l'échelle globale de la masse d'eau et via le réseau de contrôle de surveillance mis en place à partir de 2007 (cf. figures 12 et 17), **l'impact des pratiques conchylicoles sur l'élément de qualité « faune benthique invertébrée » n'est pas mis en évidence** (pas de déclassement de la masse d'eau sur ce paramètre).

Ceci s'explique tout d'abord par le fait que les points de surveillance « invertébrés benthiques » de Boyardville, Bellevue et des Doux se situent hors de l'influence directe des parcs ostréicoles et mytilicoles (*Sauriau, comm. pers.*), ceci afin de témoigner non pas d'une situation particulière au sein de la masse d'eau, mais plutôt de l'état général de celle-ci. Ce positionnement est en accord avec les recommandations de l'arrêté du 25 janvier 2010 qui préconise de désigner les sites de surveillance « afin de refléter l'état général des eaux de surface ».

Ceci s'explique par ailleurs du fait des résultats issus de trois campagnes d'échantillonnage de la faune benthique invertébrée réalisées à la demande de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne **entre 2007 (printemps et automne) puis 2008 et 2009 (printemps)**, sur les 3 points de suivis « DCE » situés dans la masse d'eau FRFC02 (figure 13). Ces résultats ont été interprétés par **Sauriau et al. (2010) (cf. annexe)**. Ces auteurs, utilisant le M-AMBI (avec ses conditions de référence et sa grille d'interprétation DCE pour les masses d'eau côtière⁶), ont montré :

- Que quelle que soit la saison ou l'année considérée, le statut écologique du point de suivi « **Boyardville** », situé en **zone subtidale**, est jugé élevé (« Très Bon Etat »).
- Que le statut écologique du point de suivi situé dans le banc de *Zostera noltii* des Doux est jugé « modéré » à l'automne 2007, mais « bon » au printemps 2007, en 2008 et en 2009. Le résultat moyen de l'automne 2007 sur ce point serait vraisemblablement à mettre en relation avec un taux d'envasement légèrement supérieur en octobre par rapport à avril de cette même année (*Sauriau, 2009*). A noter que le point « Les Doux » se situe hors des zones d'élevages conchylicoles, dans l'aire intertidale de la réserve naturelle ornithologique de Moëze-Oléron (ZPS, réseau Natura 2000).
- Enfin, que le statut écologique du point de Bellevue, situé dans un habitat intertidal sableux exposé, a varié entre l'état moyen (2007) à bon (2008, 2010) voire très bon (2009). Le résultat de 2007 est vraisemblablement indépendant de l'activité conchylicole puisque lié à la composition faunistique particulière du prélèvement (forte dominance de *Hydrobia ulvae*) en relation avec l'hydrodynamisme local dominé par houle et courant, qui génèrent de forts remaniements superficiels dans de ces sables intertidaux (*Sauriau, 2009*).

4.4. Données DCE disponibles sur cette masse d'eau

4.4.1. Les autres pressions

En ajoutant aux pressions hydromorphologiques qui s'exercent sur la masse d'eau FRFC02 (cf. § 4.2.), d'autres types de pressions ont été identifiés à « dire d'experts » lors de l'état des lieux DCE de 2004⁷ :

- Des pressions polluantes (rejets urbains, industriels, d'origine portuaire ou agricole), qui ont

⁶ Arrêté du 25/01/10 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface

⁷ <http://adour-garonne.eaufrance.fr/index.php?option=carto&task=ficheMasdo&id=FRFC02>

été évaluées comme « fortes »,

- Des pressions directes sur le vivant (par la pêche professionnelle et de loisirs, les prélèvements, les activités de dragage et d'extraction de granulats, les cultures marines) sont également estimées comme « fortes ». En particulier, outre les opérations liées directement aux activités conchylicoles, celles liées à la gestion des stocks d'huîtres sauvages par destruction des bancs, ou celles liées aux dragages des bancs subtidiaux de crépidules sont le plus à même de générer des impacts de forte intensité (Tableau 7). Ces impacts de chalutage étaient autrefois générés de façon localisée dans la période 1980-1995, avec une opération annuelle limitée à quelques marées par des chalutiers professionnels (Coïc, 2007). Elles sont effectuées de façon plus systématique depuis les années 2000 du fait du travail à l'année de la drague La Trézence (figure 15 A). Ce navire assure non seulement le remembrement des parcs ostréicoles de la côte d'Oléron à la demande de la SRC, mais également les campagnes de nettoyage par chalutage des bancs de crépidules. Les tonnages récoltés, de l'ordre de 1000 à 1500 tonnes par an, sont déposés sur estran afin de consolider les chemins ostréicoles, comme sur le chemin de la Baudissière (figure 15 B) ou aux Doux. Ces opérations sont localisées sur le centre et le nord du bassin (figure 16), là où les populations de crépidules sont en expansion géographique (CREOCEAN, 1995 ; Sauriau et al., 1998) par rapport aux premières observations des années 1981 (Deslous-Paoli, 1985).

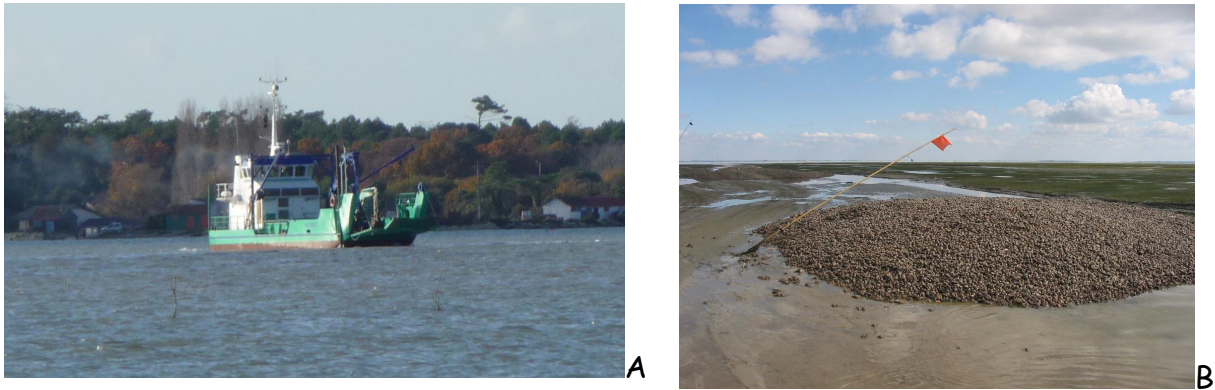


Figure 15 : La Trézence (a) et dépôt de crépidule sur estran à la Baudissière (B) en baie de Marennes-Oléron © CNRS Pierre-Guy Sauriau

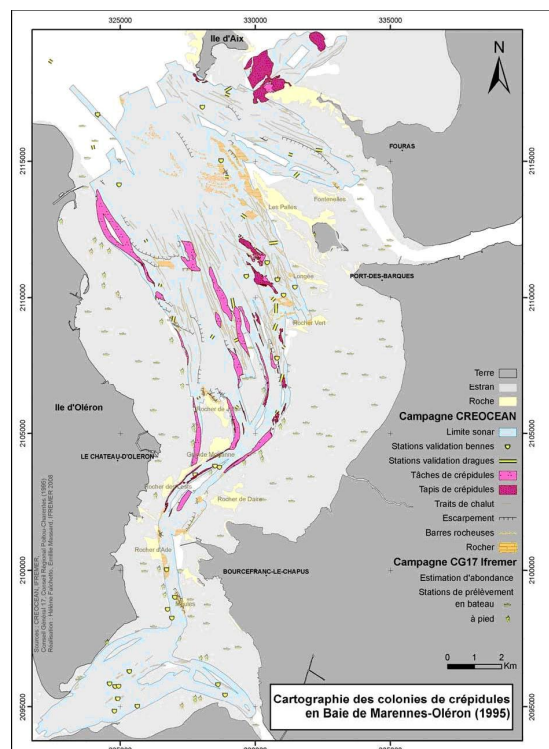


Figure 16 : Répartition des bancs de crépidules en baie de Marennes-Oléron (CREOCEAN, 1995 ; Sauriau et al., 1998)

4.4.2. Les objectifs de ~~bon~~ état retenus dans le SDAGE 2010-2015⁸

Les objectifs suivants ont été retenus pour cette masse d'eau dans le SDAGE 2010-2015 :

- **Bon état chimique à échéance 2027** : ce report d'objectif, sollicité au moment de l'état des lieux de 2004 du fait d'une pollution avérée au **cadmium**, a été reconduit dans le cadre du SDAGE 2010-2015. Cette pollution a été initialement mise en évidence en 1979 par le Réseau National d'Observation (RNO) dans des bivalves situés dans la zone aval de l'estuaire de la Gironde. Elle est le fait des rejets, estimés à 60 kg de cadmium par jour, d'une ancienne usine de production de zinc (crassiers) située près de Decazeville (12) sur le Riou Mort (affluent du Lot). La production de cette usine est arrêtée en 1986. Le bassin de Marennes-Oléron est victime de cette pollution du fait principalement des apports à ce système en provenance de la Garonne via le système fluvio-estuarien de la Gironde (*Latouche 1988 ; Jouanneau et al., 1990 ; Lapaquellerie et al., 1995 ; Grousset et al., 1999 ; Boutier et al., 2000*). Une estimation de la contamination des réseaux trophiques de la baie de Marennes-Oléron a été faite par *Pigeot et al. (2006)* et montre que l'essentiel des flux de Cadmium dans le réseau trophique sont concentrés entre les producteurs primaires benthiques et les espèces suspensivores, les sédiments vaseux superficiels de la baie servant de réservoir.
- Bon potentiel écologique à échéance **2015**,
- **Bon état global à échéance 2027**.

4.4.3. Résultats de ~~évaluation~~ disponibles sur les éléments de qualité biologiques et chimiques

Les résultats d'évaluation des différents éléments de qualité définissant l'état de la masse d'eau FRFC02 « Pertuis Charentais » sont présentés sur la *figure 17*, extraite de l'atlas DCE des masses littorales du bassin Adour Garonne.

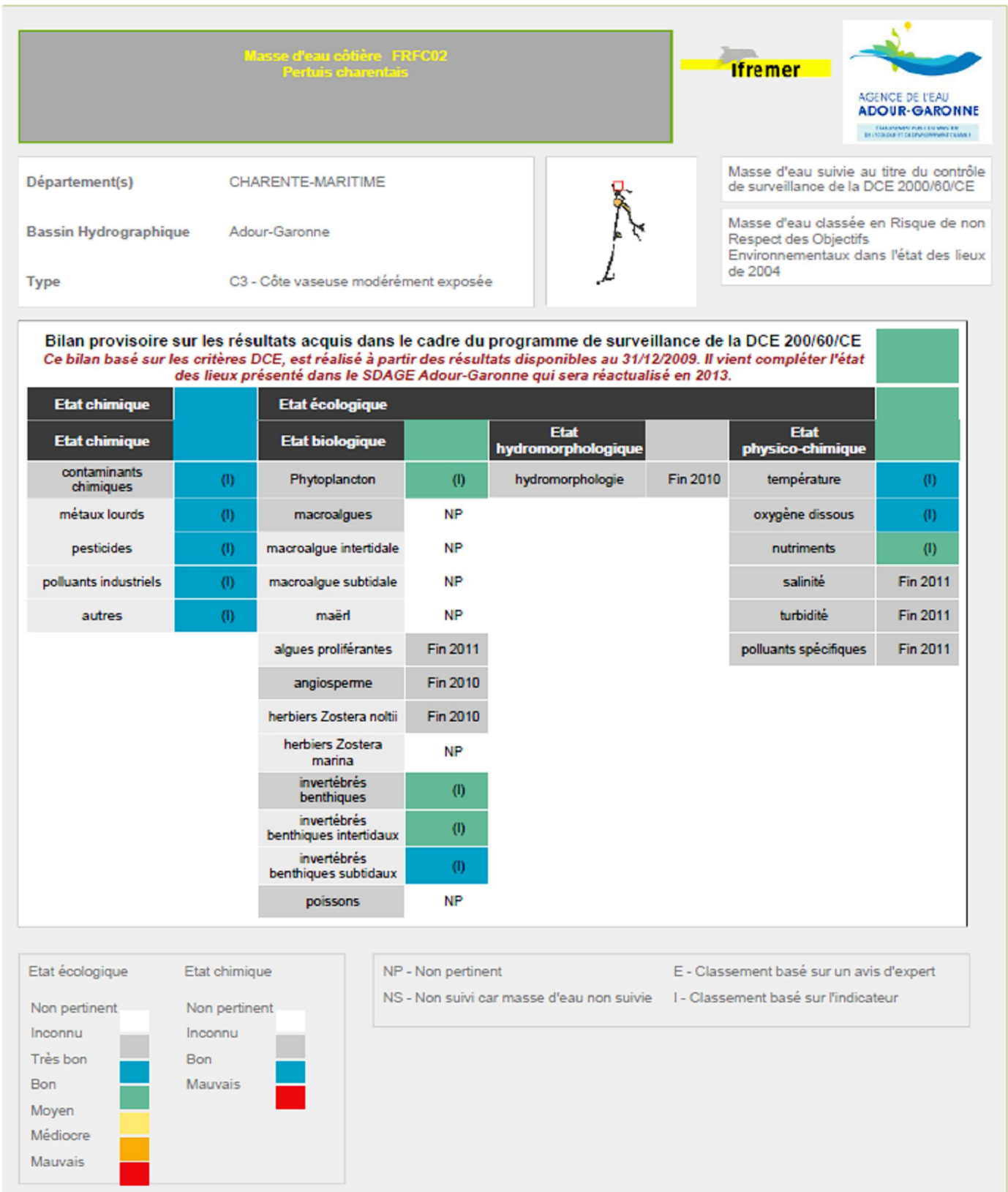
Aucun des éléments de qualité biologiques n'est déclassant pour cette masse d'eau (classements en TBE ou BE), malgré des évaluations réalisées avec les grilles et conditions de référence utilisées pour les masses d'eau « naturelles ». **Cela pose, dans l'état actuel de définition des indicateurs et de disponibilité des résultats d'évaluation, la question du maintien en MEFM de cette masse d'eau.**

Cependant et avant toute révision de cette désignation en MEFM, une expertise complémentaire (ajout de points de suivi DCE) devrait être envisagée afin d'évaluer l'impact potentiel de pratiques conchylicoles émergentes, notamment dans le domaine subtidal de cette masse d'eau. En effet, l'établissement de zones de production d'huîtres plus au large en utilisant ces secteurs, ainsi que l'élevage sur filières pourrait avoir des effets délétères sur les habitats subtidaux.

Il faudra de plus considérer le classement obtenu sur l'herbier de *Zostera noltii* des Doux avec attention, lorsque l'indicateur national sera validé. En effet, les perturbations des caractéristiques sédimentaires dues à la conchyliculture sont susceptibles d'engendrer un impact sur cet élément de qualité (Short & Wyllie-Echeverria, 1996).

Concernant l'état chimique, la surveillance des substances dans la **matrice « eau »** telle qu'elle est composée par la DCE ne met en lumière aucune pollution particulière (pas même au cadmium, cf. § 4.4.2.) alors que des flux de cadmium significatifs au sein des réseaux trophiques entre producteurs primaires benthiques et suspensivores sont avérés (*Pigeot et al., 2006*).

⁸ SDAGE Adour-Garonne 2010-2015, annexe 3

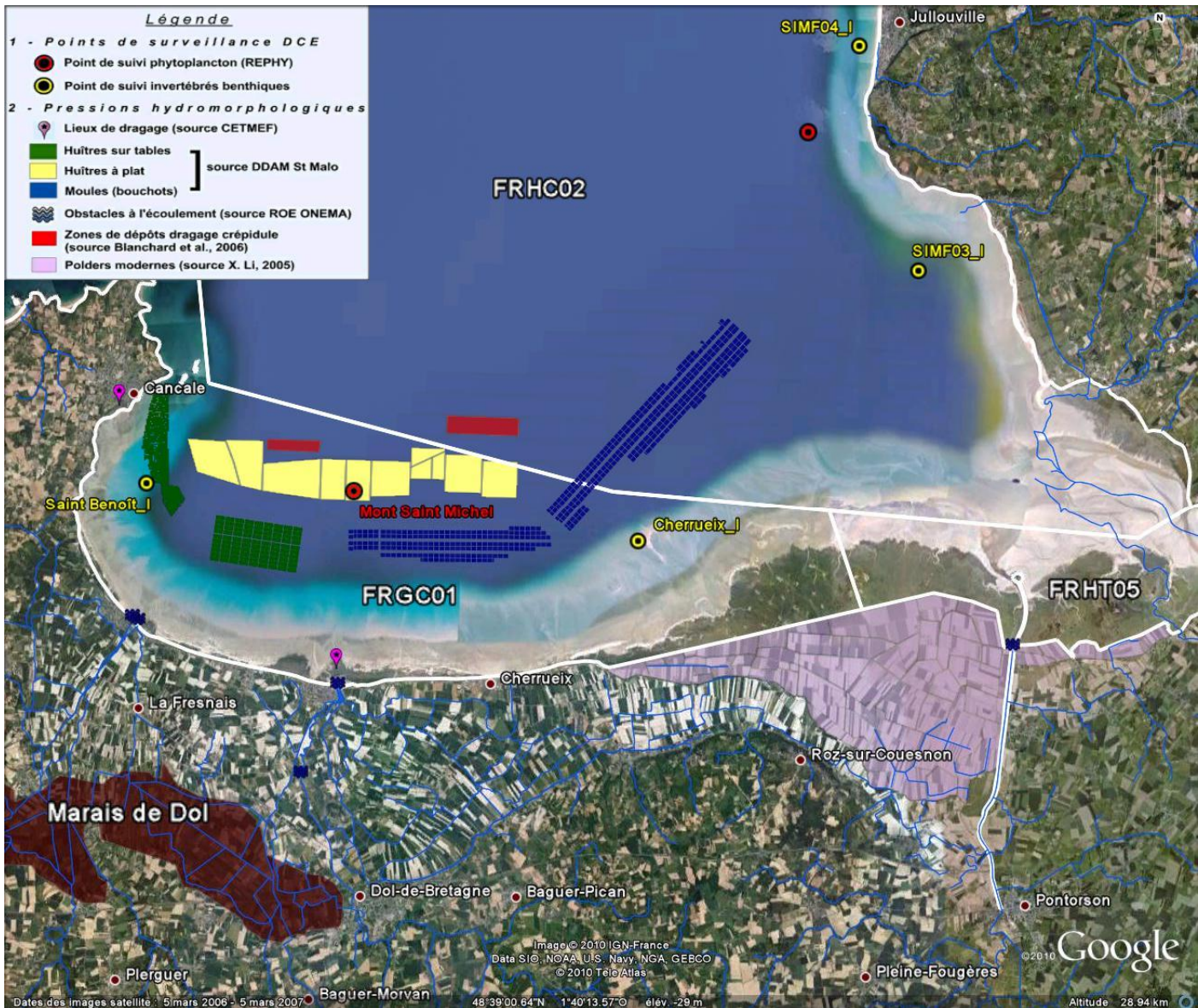


5. MASSE D'EAU FRGC01 « BAIE DU MONT SAINT MICHEL »

5.1. Caractéristiques physiques de la masse d'eau

La masse d'eau FRGC01 (figure 18), située dans le département de l'Idle et Vilaine (35), appartient au type DCE français C7 : « Côte à grande zone intertidale et à dominante vaseuse », dont les caractéristiques sont les suivantes :

Type	Nom du type	Marnage	Profondeur	Vitesse du courant	Exposition aux vagues	Temps de résidence	Mélange	Substrat	Substrat complémentaire	zone intertidale
C7	Côte à grande zone intertidale et à dominante vaseuse	mésotidal à macrotidal	faible	< 3 nœuds	Abrité	moyen à long	partiellement stratifié	mixte avec une dominante vase	présence de rochers	plus de 50 %



La masse d'eau FRGC01, d'une superficie de 128 km², s'étend de la pointe du Grouin à l'ouest jusqu'à Roz-sur-Couesnon à l'est, incluant ainsi la **baie de Cancale**. Elle fait partie d'un ensemble plus vaste, la **baie du Mont Saint Michel**, compris entre la pointe du Grouin à l'ouest et la pointe de Champeaux à l'est et qui est « découpé » du point de vue de la DCE en **trois masses d'eau distinctes** (figure 18) : FRGC01 (bassin Loire-Bretagne), FRHT05 et FRHC02 (bassin Seine Normandie).

Cette baie est un vaste bassin sédimentaire côtier couvrant une surface de plus de 500 km², qui communique avec le reste du golfe Normano-Breton par l'intermédiaire de deux larges passes situées de part et d'autre de l'archipel de Chausey. Le domaine intertidal découvert à chaque marée atteint une surface de 240 km² pour l'ensemble de la baie (dont 97km² soit **76% de la surface de la masse d'eau FRGC01**).

Le courant en provenance de la Manche-ouest est dévié vers le sud par la côte du Cotentin au niveau de Granville et pénètre en force dans la baie. Il présente un mouvement alternatif à l'est de la baie car il ne rencontre aucun obstacle, alors que sa partie sud est déviée par la barrière rocheuse formée par l'ensemble Pointe du Grouin - île des Landes - Roche Herpin. Au-delà, une dépression de profondeur supérieure à 20 mètres canalise ce courant vers le sud (Garreau, 1993 ; Ehrhold, 1999). Il est ainsi dévié vers le fond de baie, puis remonte en longeant les abords de Cancale, jusqu'à la pointe du Grouin. Une partie est dispersée vers le nord et une partie revient en baie, créant ainsi un mouvement giratoire (figure 19).

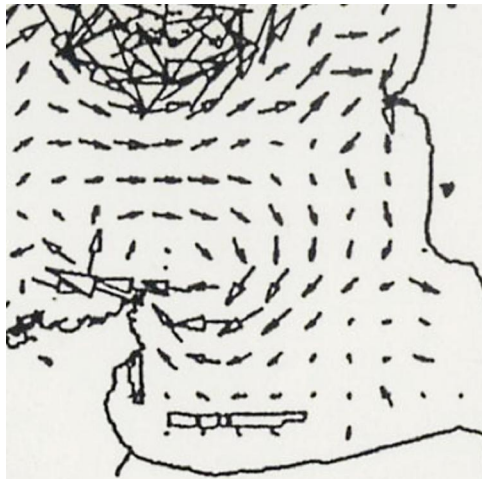


Figure 19 : Courants résiduels lagrangiens en sud-Chausey (d'après Garreau, 1993)

Ces courants engendrent une amplitude exceptionnelle de la marée (**régime mégatidal**, jusqu'à 14 m d'amplitude), ainsi qu'un dépôt important de matières auparavant en suspension dans les eaux. Par ailleurs, l'impact des houles est maximal dans la partie orientale de la baie, la partie occidentale étant abritée des houles dominantes par la pointe du Grouin.

La répartition des sédiments de la baie est fortement contrôlée par la vitesse maximale des courants de marées (Ehrhold, 1999). Ainsi, la baie du Mont Saint Michel est un système de faible profondeur caractérisé par la présence d'un gradient granulométrique décroissant d'est en ouest, au fur et à mesure de l'atténuation des courants de marée avec la bathymétrie.

Dans la partie ouest de la baie (FRGC01), Bonnot-Courtois (2008) distingue successivement d'ouest en est :

- Une **vasière intertidale en baie de Cancale**, constitué essentiellement de vases fines (< 40 m) peu consolidées. La partie moyenne et basse de l'estran est occupée par des installations ostréicoles. La pente générale de l'estran est de 2,5 ‰. L'envasement naturel de ce secteur est par ailleurs accentué par l'activité ostréicole et le peuplement important de crépidules (Ehrhold, 1999) ;
- un **estran sablo-vaseux dans le secteur de Vildé-Hirel** où des vasières occupent la partie médiane de l'estran et passent progressivement à des faciès plus sableux dans la partie basse de l'estran, occupée par ailleurs par des anciennes pêcheries et par des installations mytilicoles. La pente du moyen estran est de 3,1 ‰, celle du bas estran, plus faible, de 2 ‰ ;

- un **estran sableux au centre de la baie à Cherrueix**, dominé par des faciès de sables fins tout le long de la radiale. Les pêcheries et les lignes de bouchots occupent l'ensemble du bas estran. La pente générale de l'estran est de 3,4 ‰.

La baie est alimentée en eau douce par trois fleuves côtiers (i.e. la Sée, la Sélune et le Couesnon) qui se déversent dans sa partie orientale. Ces trois fleuves drainent un bassin versant total d'environ 2600 km² et sont à l'origine de 86% des apports d'eau douce au système bien que leur débit cumulé n'excède pas 25 m³.s⁻¹ (Larsonneur, 1981 in Méziane, 1997). La partie occidentale de la baie ne reçoit quant à elle que de faibles apports émanant de petits cours d'eau (biez) issus du marais de Dol (figure 18). Si la salinité est peu variable à l'échelle de la baie, comprise entre 34 et 35 ‰ (Méziane 1997), une dessalure très locale est observée aux débouchés des trois fleuves côtiers.

5.2. Pressions hydromorphologiques et leurs impacts sur la masse d'eau

De la même manière que dans le paragraphe 4.2, le *tableau 7* effectue une synthèse des pressions hydromorphologiques et des impacts correspondants exercés sur la masse d'eau FRFC02.

Nous y avons repris la typologie des pressions hydromorphologiques ainsi que la caractérisation de celles-ci via un système de notation (Delattre & Vinchon, 2009), puis complété ces informations à l'aide d'un **important travail de recherches bibliographiques sur la zone d'étude**.

Tableau 8 : Synthèse des pressions impactant les caractéristiques hydromorphologiques de la masse d'eau FRGC01

Type de pression	Pression	Description de la pression	Description de la perturbation	Etendue	Intensité (dans la zone d'impact)	Fiabilité	Sources
Aménagement du territoire	Artificialisation/ Ports	EUROSION : 43% artificialisation	Perte d'habitat par artificialisation du trait de côte	3	3	B	www.euroasion.org/ CRDP Bretagne
		Digue du marais de Dol (35km) protégeant les terres gagnées à partir du XI ^{ème} siècle sur la mer, au sud de la Baie					
Terres gagnées sur la mer	Polders (cf. figure 18)	3290 ha gagnés essentiellement au XX ^{ème} siècle (Compagnie des polders de l'Ouest)	Perte d'habitat, modification du prisme tidal	1	3	B	Li, 2005
	Marais de Dol (cf. figure 18)	11000 ha gagnés sur la mer, à partir du XI ^{ème} siècle					Le Mao et al., 2006
Aménagement d'exploitation	Huîtres plates (<i>Ostrea edulis</i>) draguées en domaine subtidal (cf. figure 18)	880 ha exploités (6,9 % de la masse d'eau) ----- 3000 tonnes en culture	Impact sur le sédiment plus important pour les huîtres (envasement Cancale, dragages sur huîtres plates), moins pour les moules qui sont cultivées moins densément, avec des bouchots orientés grosso modo dans le sens des courants, et surtout dans une zone où l'hydrodynamisme est plus fort	1	2	A	DDTM Saint Malo ; Cugier et al., 2010 ; Mazurié, com. pers.
	Huîtres creuses (<i>Crassostrea gigas</i>) cultivées sur des tables situées sur l'estran (cf. figure 18)	345 ha exploités (2,7 % de la masse d'eau) ----- 8000 tonnes en culture					
	Moules (<i>Mytilus edulis</i>) cultivées depuis 1954 sur bouchots situés sur l'estran (cf. figure 18)	940 ha exploités (7,3 % de la masse d'eau) ----- 10000 tonnes en culture					
	Anciennes pêcheries (depuis le XI ^e siècle	Une 30 ^{aine} de pêcheries en bois parallèles à la digue des marais de Dol, à 3 ou 4 km du rivage, sur les grèves entre Saint Benoît des Ondes et la Chapelle Sainte-Anne					

Modification apports eau douce et intrusion eau salée	Portes à marée à l'entrée du marais de Dol ----- Barrage du Couesnon dans la ME voisine (cf. figure 18)	Apports du marais de Dol maîtrisés (canaux de drainage débouchant notamment au niveau du Vivier-sur-Mer pour le Guyoult canalisé et la Banche, et de Saint Benoît des Ondes pour le canal des Allemands, le Biez Jean et le Biez Brillant)	Artificialisation intrusion saline et apports eau douce				BD Carthage ; CRDP Bretagne
Espèces invasives	Crépidules	Stock estimé à 150000 tonnes lors des campagnes 2003/2004, colonisation de la baie MSM sur la moitié de sa surface ----- 5000 tonnes collectées annuellement (association AREVAL)	Biodéposition (MO) et envasement ----- Stérilisation du substrat	3	3	A	Blanchard et al., 2006
Activités anthropiques - Pêche	Chalutages - Engins traïnants - Dragage et dépôt crépidules (cf. figure 18)	Activité importante sur la zone d'étude	Détérioration des habitats subtidaux				MIMEL

5.3. La conchyliculture dans la masse d'eau FRGC01 et son impact sur le benthos

5.3.1. La conchyliculture en baie du Mont Saint Michel

La récolte des huîtres plates (*Ostrea edulis*) est une activité pratiquée depuis le 17^{ème} siècle dans la baie, et qui a participé grandement à la prospérité des ports de Cancale et de Granville (Le Mao & Gerla, 1998). Cependant, la surexploitation du gisement naturel d'huîtres sauvages ainsi que la propagation de parasitoses ont entraînés une quasi disparition de l'espèce durant l'entre-deux-guerres.

L'activité ostréicole ne put alors continuer que par la création de levages implantés initialement en domaine intertidal (1945) puis en subtidal (1965), mais également en parallèle grâce à l'introduction à partir des années 50 de l'huître portugaise *Crassostrea angulata* en baie de Cancale. Cette dernière, décimée par une maladie des branchies, a par la suite été remplacée à partir des années 70 par l'huître creuse du Pacifique *Crassostrea gigas*.

De nos jours l'activité ostréicole dans la baie est principalement localisée sur la partie occidentale de l'estran (345 ha) : la culture **sur tables** de l'huître creuse (*Crassostrea gigas*) représente une biomasse en place d'environ 8000 tonnes. A cela s'ajoute la culture en **eau profonde et à même le sol** de l'huître plate (*Ostrea edulis*) sur 880 ha, avec un stock de 3000 tonnes (figure 18).

Dans les zones centrale et orientale de la baie se développe progressivement **depuis 1954** la culture sur bouchots de moules (*Mytilus edulis*), générant aujourd'hui une production annuelle d'environ 12000 tonnes pour un chiffre d'affaires global de 3,8 millions d'euros (Le Mao & Gerla, 1998, SRC Bretagne Nord, 2006). Actuellement, le secteur de la baie du Mont Saint Michel est le premier centre mytilicole en France.

Cependant, les conchyliculteurs rencontrent depuis plusieurs années des difficultés dans leur activité :

- les parcelles ostréicoles les plus à terre s'envasent et il en découle des conditions défavorables pour y travailler et obtenir un produit de très bonne qualité,
- pour les mytiliculteurs, la zone de production la plus à l'ouest, secteur dit de Saint-Benoît (communes de Hirel et du Vivier-sur-Mer) enregistre des rendements nettement inférieurs à ceux des secteurs situés plus à l'est.

Pour pallier ces difficultés, la Section Régionale Conchylicole (SRC) de Bretagne Nord a décidé avec le concours de la Direction Départementale des Affaires Maritimes la restructuration conchylicole en baie de Cancale et du Mont-Saint-Michel. Celle-ci a été opérée entre 2003 et 2006 et a principalement consisté en un glissement conséquent des bouchots à moules vers la partie orientale de la baie, réputée plus productive, ainsi qu'une redistribution de l'ostréiculture de tran sur les espaces mytilicoles ainsi libérés (figure 20).

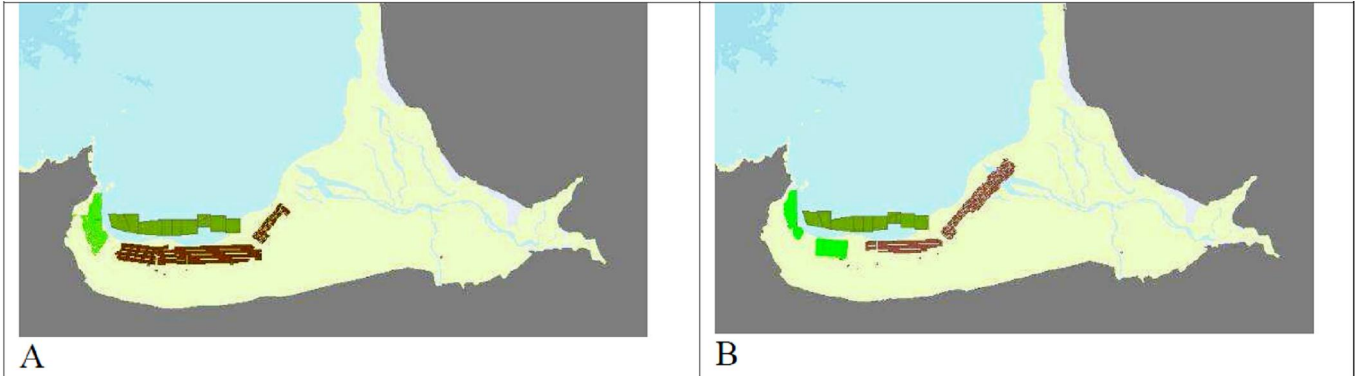


Figure 20 : Cadastre conchylicole de la Baie du Mont Saint Michel avant (A) et après (B) restructuration, d'après Cugier et al., 2010
(Vert clair : huîtres creuses ; Vert foncé : huîtres plates ; Marron : bouchots à moules)

5.3.2. Impact sur la faune benthique invertébrée

Kervella (2010) a modélisé dans le cadre de ses travaux de thèse l'impact des parcs ostréicoles sur la dynamique sédimentaire de la baie sur une durée de simulation équivalente à une année (2007).

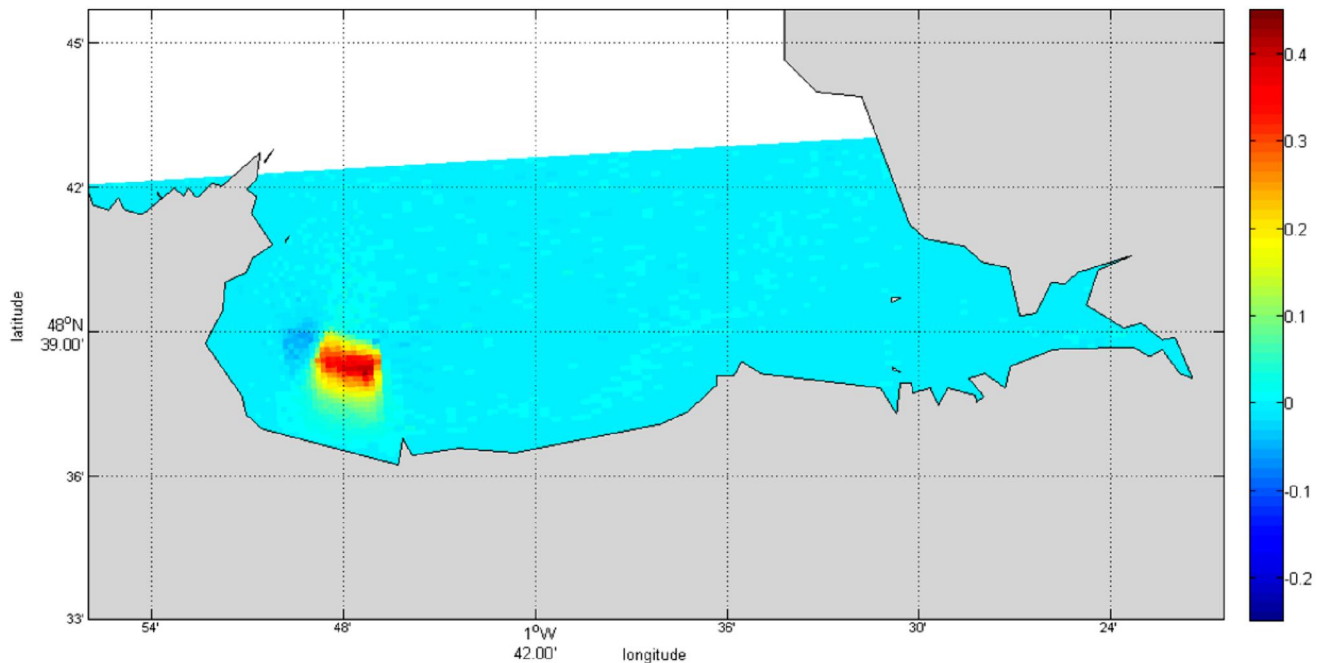


Figure 21 : Différence de épaisseur totale de sédiment (en m) entre une simulation avec parcs ostréicoles et une autre sans parcs ostréicoles (Kervella, 2010)
(Les zones de couleurs turquoise à rouge présentent une situation d'exhaussement du fond et celles de couleurs bleu-clair à bleu-foncé une situation de dépression)

Il conclut que cet impact n'est représentatif que sur l'emprise spatiale du parc ostréicole et dans son environnement très proche. Dans cette zone, celui-ci se traduit par une réduction des contraintes sur le fond qui entraîne à terme un exhaussement des fonds de plusieurs centimètres, notamment dans la partie sud des parcs ostréicoles (figure 21). La conclusion de cette étude numérique à grande échelle est que les parcs ostréicoles ne participent que localement à l'envasement général de la baie.

Dans le cadre de ses travaux de thèse, *Trigui (2009)* a réalisé une interprétation des données de la campagne Benthomont III (chantier PNEC) qui s'est déroulée **en avril 2003 sur le domaine intertidal (175 stations) de la baie du Mont Saint Michel.**

Concernant la structure des peuplements benthiques, ses principales conclusions sont :

- L'existence d'un gradient granulométrique est/ouest caractérisé par la prédominance des sédiments riches en pélites dans la partie ouest de la baie (vases et vases sableuses notamment en baie de Cancale).
- Le résultat d'une analyse canonique des redondances qui montre que les peuplements macrobenthiques intertidaux se distribuent principalement en réponse aux forts gradients environnementaux, bathymétrique et hydrosédimentaire, et que **le rôle des activités conchylicoles est mineur à l'échelle d'observation considérée (cf. la baie du Mont Saint Michel).**
- La charge plus importante de matière organique dans la partie inférieure de l'estran à l'ouest de la baie, qui peut expliquer la dominance de dépositivores de surface et de sub-surface dans les sédiments. Par ailleurs dans cette zone, la présence locale à de fortes densités de polychètes opportunistes de la famille des Cirratulidae (i.e. *Aphelochaeta marioni*, *Caulleriella* spp. *Chaetozone* spp. et *Cirriformia tentaculata*) et d'oligochètes est remarquable.

Afin d'évaluer le statut écologique de la baie, *Trigui (2009)* a ensuite étudié la qualité des peuplements benthiques au moyen de divers indicateurs univariés et multimétriques, dont : la richesse spécifique (*figure 22*), l'indice de Shannon-Wiener (*figure 23*), l'AMBI (*figure 24*) et le M-AMBI (*figure 25*) :

- Globalement, la richesse spécifique est plus forte dans la partie occidentale de la baie et aux niveaux bathymétriques inférieurs (*figure 22*),

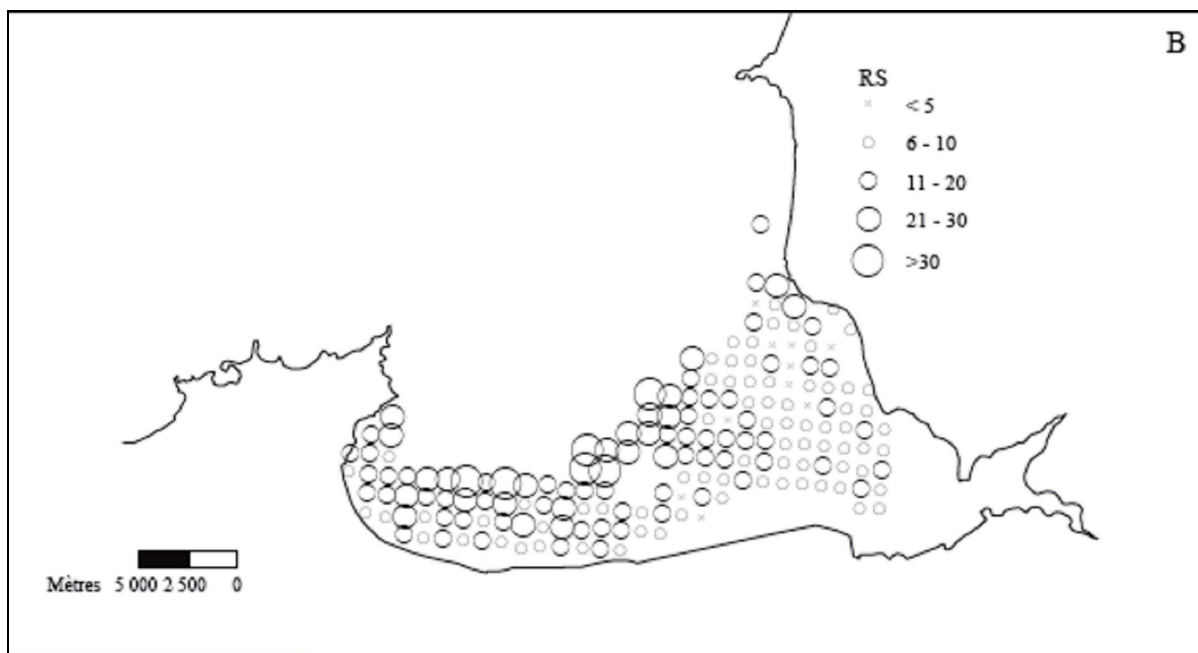


Figure 22 : Cartographie de la richesse spécifique du domaine intertidal de la baie du Mont Saint Michel (Trigui, 2009)

- L'indice H_q montre que plus des trois quarts de la baie sont définis comme modérément à gravement perturbés ($H_q < 3$). La répartition spatiale des stations dont l'état est modéré ou pauvre montre une distribution très étalée sur l'ensemble de l'estran, sans rapport apparent avec la vocation conchylicole ou non des différents secteurs de la baie (*figure 23*).

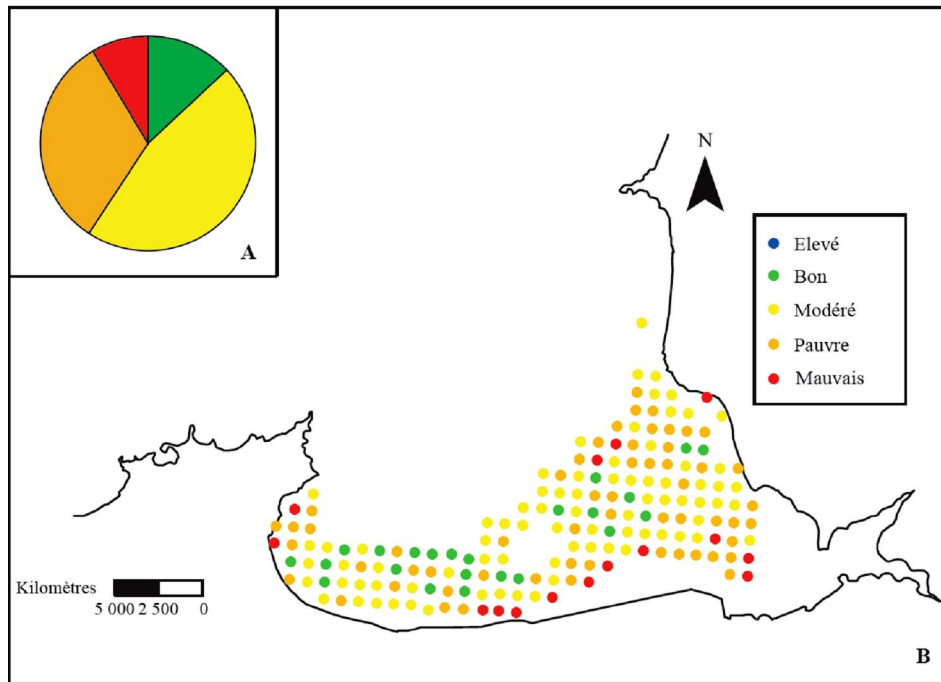


Figure 23 : Cartographie du statut écologique du domaine intertidal de la baie du Mont Saint Michel évalué par l'Indice de Shannon-Wiener (Trigui, 2009)

- Les valeurs de l'indice AMBI considérées comme « modérées » (> 3,3) et « pauvres » (> 4,3) dans le cadre de ce travail se concentrent principalement dans la partie occidentale de la baie (figure 24).

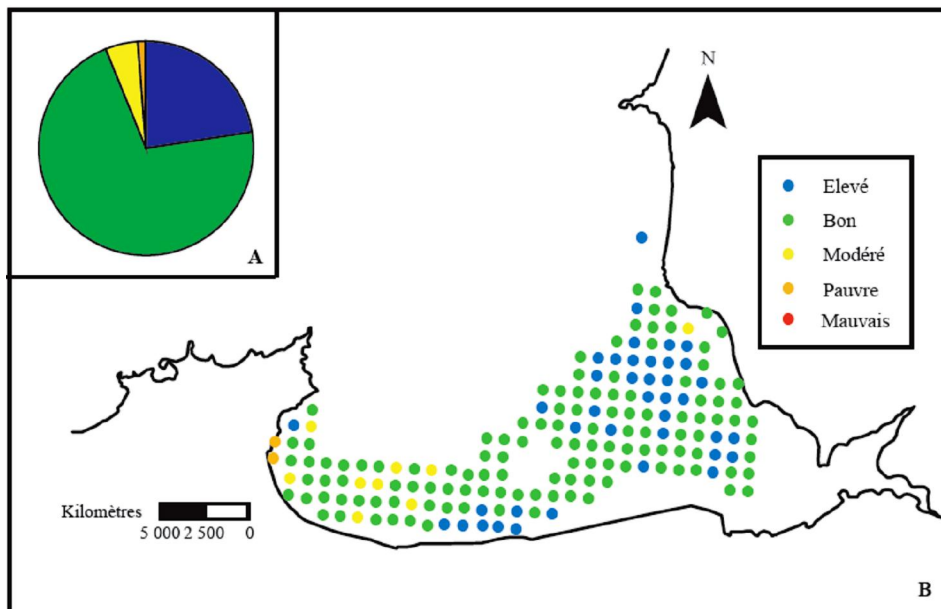


Figure 24 : Cartographie du statut écologique du domaine intertidal de la baie du Mont Saint Michel évalué par l'Indice AMBI (Trigui, 2009)

- Le M-AMBI (figure 25) indique quant à lui que la majorité des stations intertidales sont en état écologique « bon » (70 % ; M-AMBI > 0.83) ou « élevé » (3,4 % ; M-AMBI > 0.62). D'autres stations sont évaluées à « modérément perturbées » (i.e. 20 % ; M-AMBI > 0.41) et « gravement perturbées » (i.e. 9 % ; M-AMBI > 0.20), mais **sans réelle préférence sur l'Îlestran**. La seule station classée comme « **très gravement perturbée** » (M-AMBI < 0.20) est localisée en **baie de Cancale** et est caractérisée par une nette dominance numérique des oligochètes.

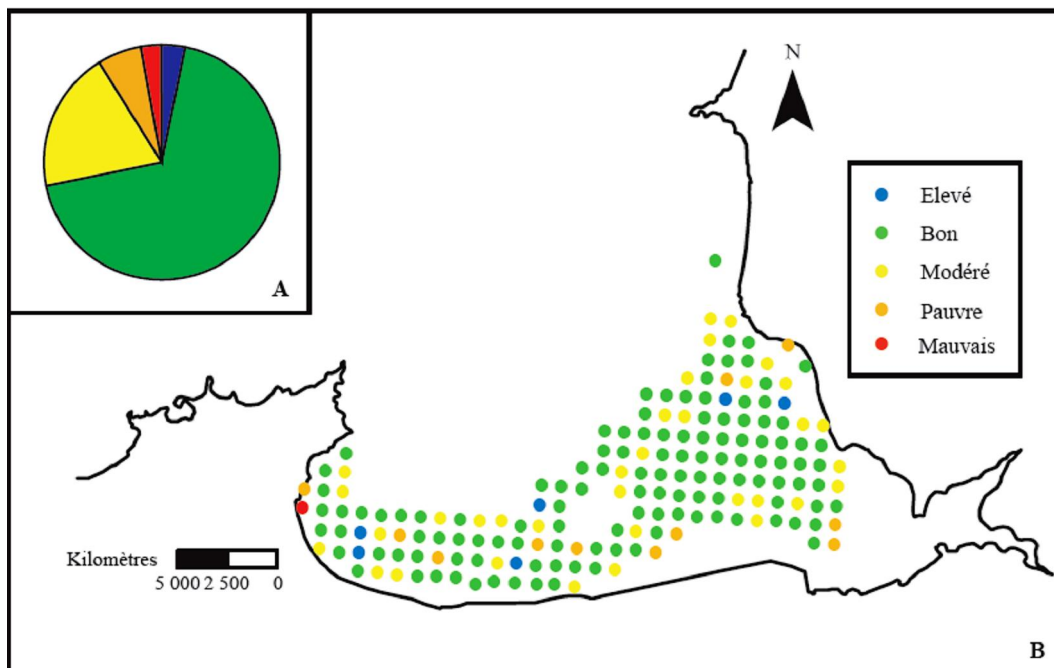


Figure 25 : Cartographie du statut écologique du domaine intertidal de la baie du Mont Saint Michel évalué par l'Indice M-AMBI (Trigui, 2009)

Toutefois, ces résultats ne sont pas strictement applicables dans le cadre qui régit l'évaluation DCE¹⁰, tout d'abord car l'interprétation est effectuée à l'échelle globale de la baie et non à l'échelle de la masse d'eau (FRGC01) qui est l'unité spatiale prise en compte par la directive.

De plus, le calcul du M-AMBI est réalisé à l'aide de conditions de référence distinctes de celles qui doivent être considérées pour les évaluations DCE (cf. § 3.3), avec une grille d'interprétation qui n'est pas équivalente (limite Bon/Moyen = 0,63 contre 0,53 dans la DCE).

Une approche plus conforme à la DCE fera l'objet d'une publication scientifique du même auteur au cours de l'année 2011 (Trigui, comm. pers.).

Dans le cadre du **contrôle de surveillance DCE** (Desroy & Le Mao, 2009), les résultats obtenus sur les deux points de suivi « invertébrés benthiques » de la masse d'eau FRGC01 (cf. figure 18) au cours de la campagne de printemps 2007, soulèvent en revanche la question de l'impact de la conchyliculture à l'échelle de cette masse d'eau.

La valeur du M-AMBI obtenue pour le point Cherrueix_I (0,5316) indique en effet un état « bon » mais à la limite de l'état moyen (limite B/M = 0,53). Le point Saint Benoît_I a quant à lui été évalué en état « moyen ». L'intégration à l'échelle de la masse d'eau de ces deux résultats **issus d'une unique campagne** suggère ainsi un état « moyen » pour ce paramètre en 2007.

Les fortes superficies d'élevages exploitées en domaine intertidal au regard de la taille de cette masse d'eau (cf. figure 18), les pratiques de stockages importants de coquillages morts sur lestran (Desroy, comm. pers.) ainsi que le contexte hydrodynamique abrité de la baie de Cancale, suggèrent une explication « conchylicole » à ces mauvais résultats pour le paramètre invertébrés benthiques (cf. § 3.2.).

Des résultats d'évaluation complémentaires seront disponibles en 2011 suite à la campagne de suivi DCE « invertébrés benthiques » réalisée au **printemps 2010** sur ces deux sites intertidaux (Oger-Jeaneret, comm. pers.).

5.3.3. Un facteur déterminant vis-à-vis du benthos de la baie du Mont Saint Michel : la prolifération de la crépidule (cf. § 5.2.)

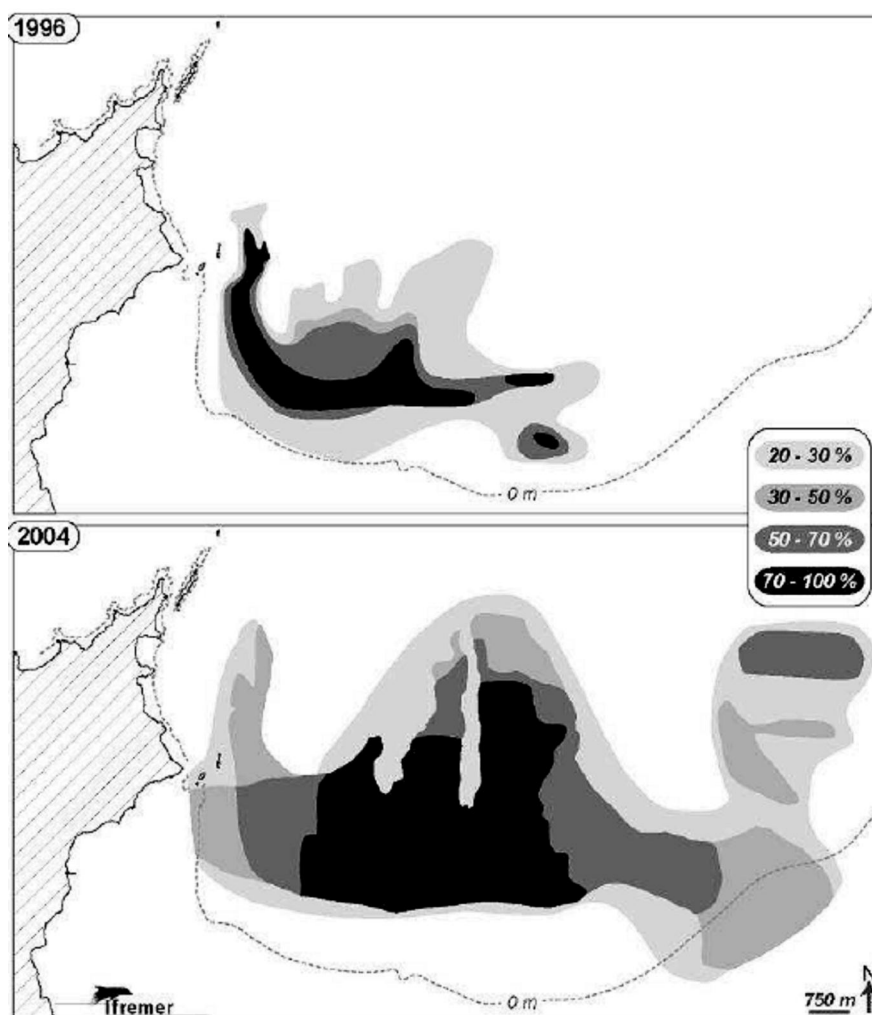
Si les particularités hydrodynamiques de la baie tendent à minimiser les dépôts de particules fines et par conséquent les effets sur la faune benthique associée de la conchyliculture, d'autres effets en

¹⁰ Arrêté du 25/01/10 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface

réponse à cette activité humaine peuvent influencer significativement la dynamique des peuplements.

Cela nous amène à insister sur un autre effet indirect associé à la conchyliculture : l'introduction accidentelle, par le transfert d'huîtres creuses *Crassostrea gigas*, de la crépidule (*Crepidula fornicata*).

La propagation de la crépidule a commencé au début des années 1970 dans les parcs situés dans la zone de Cancale, suite à l'importation d'huîtres creuses porteuses en provenance de Vendée. Sa prolifération a par la suite atteint les parcs en eau profonde (huîtres plates) développés à la même époque (Blanchard, 1999). Dans la cartographie réalisée à la demande des professionnels par Blanchard en 1995 et 1996 entre le Cap Fréhel et le Mont Saint Michel, la biomasse de crépidules était estimée à environ 100000 tonnes. L'actualisation de cette cartographie réalisée entre 2003 et 2004 dans le cadre du Programme National d'Environnement Côtier a permis une nouvelle estimation de cette biomasse à 150000 tonnes, d'où une augmentation du stock de 50% sur une période de 8 ans (Blanchard et al., 2009).



**Figure 26 : Evolution de la population de crépidules
entre 1996 et 2004 en Baie du Mont Saint Michel
(Blanchard, 2009)**

Cette forte prolifération s'explique tout d'abord par le courant circulaire qui existe dans la partie occidentale de la baie et qui contribue à la dispersion des larves. Mais l'extension de l'espèce à la périphérie des zones conchylicoles a été favorisée, dans ce secteur comme dans beaucoup d'autres, par l'action des engins de pêche (chalut et drague) très nombreux dans cette baie (Blanchard, 1999 ; Hamon et al., 2002).

Les effets liés à la présence de populations denses de crépidules sur les fonds côtiers sont multiples, et certains sont majeurs (Hamon et al., 2002) :

⇒ **Changement du peuplement**

Au fur et à mesure que sa densité augmente, la population provoque un engorgement et une hétérogénéité le milieu, ce qui a pour impact de changer la nature et la structure des assemblages benthiques avec un développement de carnivores vagiles et de suspensivores épigés tels que les ascidies, les polychètes tubicoles (Hamon et al., 2002). Ce processus décrit avec détails à petite échelle en baie de Marennes-Oléron (de Montaudouin & Sauriau, 1999) concerne aussi la diversité des espèces endogées et il a été montré que leur richesse spécifique ponctuelle augmente en proportion des nouvelles niches écologiques créées par les bancs de crépidules.

⇒ **Recouvrement des fonds**

La multiplication des colonies entraîne une extension spatiale horizontale de la population qui se étend par des taches de plus en plus larges se rejoignant entre elles, jusqu'à recouvrir totalement la surface du sédiment en formant un tapis uniforme, ce qui exclut alors la présence d'espèces endogées ou d'espèces inféodées à un type de sédiment pour leur recrutement (coquilles Saint-Jacques par exemple). Cela peut alors conduire à une « monotonisation » des fonds côtiers avec perte de biodiversité des habitats côtiers (Hamon et al., 2002).

⇒ **Modification sédimentaire**

Le tapis de crépidules entraîne une diminution des échanges entre la colonne d'eau et le sédiment qui peut ainsi devenir pour les couches sous-jacentes anoxique et azoïque, alors que le tapis de crépidules vivantes repose sur une couche en constante progression. De plus, les quantités de biodépôts enrobés de mucus (jusqu'à 1,6 mg.h⁻¹ produits d'après Manach, 1995) se déposent et accentuent la modification vers un sédiment fin. Cependant, le tapis de crépidule sous-jacent contenant de nombreuses coquilles mortes, ces sédiments présentent les aspects de lits coquilliers peu cohésifs (Ehrhold et al., 1998).

⇒ **Phorésie**

La crépidule se fixe en priorité sur la coquille d'un congénère mais également sur tout support, vivant ou mort, pourvu qu'il soit plat et de taille suffisante. Elle se fixe ainsi sur la coquille des bivalves de grande taille : coquille Saint-Jacques, amande de mer, lutraire, bucarde, etc. Elle se fixe également sur les huîtres plates et creuses, ce qui impose aux exploitants un nettoyage de leurs produits avant la commercialisation.

⇒ **Compétition trophique (notamment avec les bivalves cultivés)**

La crépidule qui est également un organisme filtreur, consomme une part du phytoplancton disponible, et ce au détriment des autres filtreurs de la baie. Ces effets ont un impact négatif pour les conchyliculteurs qui, dans le cas de pêche par drague, sont contraints de déplacer leurs activités pour trouver d'autres secteurs moins colonisés. Dans le cas de l'ostréiculture en eau profonde, un nettoyage régulier des concessions doit être réalisé.

5.4. Données DCE disponibles sur cette masse d'eau

5.4.1. Les objectifs de état retenus dans le SDAGE 2010-2015¹¹

Les objectifs suivants ont été retenus pour cette masse d'eau dans le SDAGE 2010-2015 :

- Bon état chimique à échéance **2015**,
- Bon potentiel écologique à échéance **2015**,
- **Bon état global à échéance 2015.**

¹¹ SDAGE Loire Bretagne 2010-2015, p : 201

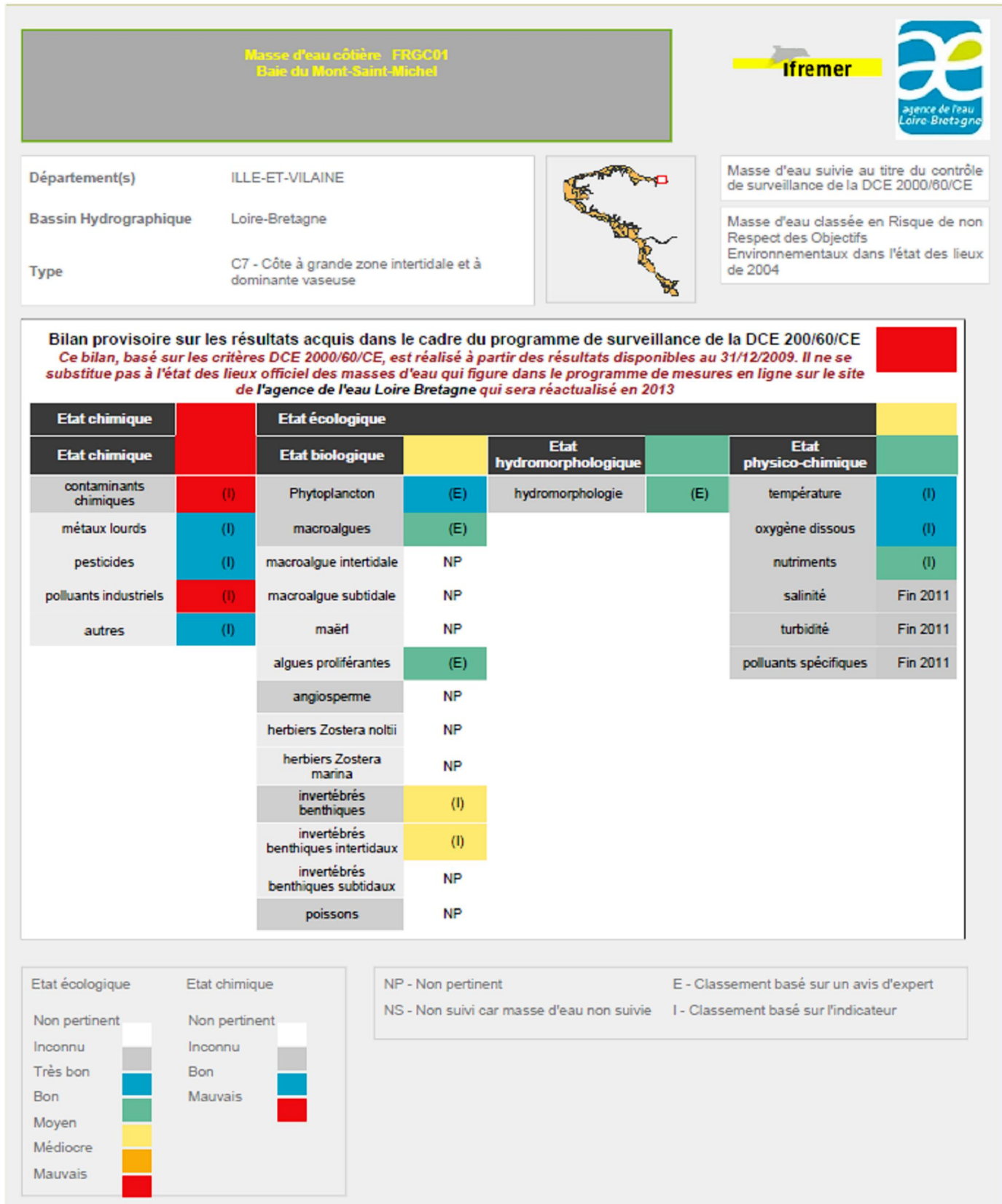
5.4.2. Résultats d'évaluation disponibles sur les éléments de qualité biologiques et chimiques

Les résultats d'évaluation des différents éléments de qualité définissant l'état de la masse d'eau FRGC01 « Baie du Mont Saint Michel » sont présentés sur la *figure 27*, extraite de l'atlas DCE des masses littorales du bassin Loire Bretagne.

Dans l'état actuel de définition des indicateurs biologiques impliqués dans l'évaluation de l'état écologique de cette masse d'eau, seul le paramètre « invertébrés benthiques » semble déclassant (état moyen) pour cette masse d'eau. Il est fort probable que ce déclassement soit en partie imputable à l'impact de la conchyliculture (*cf. § 5.3.2.*), mais également à certaines pratiques dommageables pour le benthos (*cf. stockages coquillages morts sur lestran - Desroy, comm. pers.*). Dès lors se pose la question de la désignation en MEFM lors de l'actualisation de l'état des lieux du district hydrographique Loire-Bretagne, qui sera réalisé en 2013. Cette question ne doit cependant pas occulter la nécessité de mise en %uvre de mesures visant l'amélioration des pratiques conchylicoles sur le secteur (*cf. chapitre 6*).

A noter que cette évaluation se base sur une unique campagne DCE réalisée en 2007, et il convient de rassembler des éléments complémentaires sur ce paramètre avant de se prononcer sur un éventuel changement de statut (campagne 2010, publications à venir).

Concernant l'état chimique de la masse d'eau, le suivi des substances « DCE » dans la matrice « eau » a mis ponctuellement en lumière une pollution au TBT (tributylétain), d'où un déclassement de la ME sur la base de l'état chimique (état mauvais).



NP : élément de qualité dont le suivi n'a pas été jugé représentatif de l'état de la masse d'eau à dire d'experts

Figure 27 : Ensemble des résultats d'évaluation de l'état de la masse d'eau FRGC01 disponibles à la date du rapport¹²

¹² http://www.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/atlas_DCE/scripts/site/carte.php?map=LB

6. MESURES D'ATTENUATION DE L'IMPACT DES ACTIVITES CONCHYLICOLES SUR LE MILIEU

Par définition, le potentiel écologique maximum (PEM) correspond à la qualité écologique maximale pouvant être atteinte par la MEFM, lorsque toutes les **mesures d'atténuation n'ayant pas d'effet contre-productif sur les usages concernés** par la désignation ont été prises.

La définition du PEM passe donc avant tout par l'identification de ces leviers qui, une fois mis en %uvre, permettront de minimiser l'impact des pratiques conchylicoles sur le milieu (cf. tableau 9).

Tableau 9 : Synthèse des mesures d'atténuation pouvant être mises en place pour limiter l'impact des activités conchylicoles (d'après Berger et al., 2007)

Caractéristiques des élevages	Configuration des élevages	Pour l'ostréiculture sur tables : travail sur la direction d'alignement des tables vis-à-vis de la direction principale des courants de marée, leur écartement, leur hauteur)
		Pour la mytiliculture : optimisation de l'espacement des pieux
	Importations et retrempage des coquillages	Démantèlement des murets de délimitation des parcs
Prévention des risques de pollution par hydrocarbures		Eviter les stockages massifs notamment en période estivale, et éviter la surdensité sur les tables ostréicoles
		Equipement des embarcations avec moteurs propres (4 temps ou 2 temps à injection)
		Vidange des moteurs dans un lieu spécialisé (lors du carénage par exemple)
		Si pas de lieu spécialisé : prise de précautions particulières lors du remplissage du réservoir par des bidons : entonnoirs, bidons « anti glou-glou », conditions climatiques calmes. Huiles de vidange emmenées vers des lieux spécialisés
Prévention des autres risques de pollution		Limitation de la vitesse de déplacement des embarcations dans les secteurs de parcs
		Préférence aux revêtements anti-adhérents à base de silicone, ou aux anti-bactériens par rapport aux peintures anti-fouling
		Utilisation des produits alimentaires et/ou biodégradables pour nettoyer les installations
		Nettoyage du dessous des tables ostréicoles pour enlever les macro-déchets
		Restructuration (remise en état) des parcs
Gestion des effluents et des déchets		Rationalisation du stockage des matériels et des déchets pour limiter les risques de pollutions accidentelles
		Vérification du dimensionnement du décanteur par rapport aux rejets de l'exploitation
		Disposition d'un palox (pour les grands décanteurs) ou d'un casier troué (petits décanteurs) sous le laveur lors de son fonctionnement
		Entretien quotidien du décanteur lors des périodes de détroquage
		Organisation d'un tri sélectif des Déchets Industriels Banals (DIB : sacs plastiques, sacs de ciment, cordes, ferraille) et des déchets conchylicoles (boues, algues, coquilles : cf. « jus » provenant des stockages de coquillages morts sur l'estrain en Baie du Mont Saint Michel É Desroy, comm. pers.)
		Développement de filières de valorisation des déchets issus de la conchyliculture
Espèces invasives		Gestion des eaux de purification et d'affinage (claires)
		Dragages des stocks de crépidules et développement de filières de valorisation (cf. AREVAL . Blanchard & Hamon, 2006)
Communication/Etudes		Information (guides des bonnes pratiques en matière de conchyliculture) et développement d'une culture environnementale partagée entre les différents acteurs (chartes)
		Développer la connaissance scientifique

7. CONDITIONS BIOLOGIQUES CORRESPONDANTES AU POTENTIEL ECOLOGIQUE MAXIMUM : CAS DE LOCALEMENT DE QUALITE FAUNE BENTHIQUE INVERTEEBREE

Nous suivrons dans ce chapitre les recommandations du « guidance document n°4 » qui préconise de envisager l'établissement de valeurs appropriées pour le potentiel écologique maximum via une série de sous - étapes (cf. § 2.2.).

7.1. Etape 1 : identifier la catégorie d'eau de surface naturelle la plus proche (rivière, lac, eau de transition ou eau côtière)

Les deux masses d'eau qui font l'objet de cette étude sont deux masses d'eau côtière. Les éléments de qualité biologiques qui doivent être considérés dans le cadre de leur évaluation sont donc (DCE, annexe V 1.1.4.) :

- La composition, l'abondance et la biomasse du phytoplancton,
- La composition et l'abondance de la flore aquatique (autre que phytoplancton),
- La composition et l'abondance de la faune benthique invertébrée.

7.2. Etape 2 : établir les conditions hydromorphologiques correspondantes au PEM (cf. synthèse bibliographique § 3.2.1)

Pour les masses d'eau concernées, les conditions hydromorphologiques sont, **plus ou moins localement**, modifiées à l'échelle de la masse d'eau (cf. § 4.2 et § 5.2).

Les principaux impacts des activités conchylicoles à intégrer lors de la définition du PEM sont les suivants :

- Emprise au sol des concessions,
- Ralentissement et modification de la direction des courants près du fond,
- Réduction de la hauteur des vagues,
- Augmentation du phénomène de sédimentation,
- Modification de la granulométrie du sédiment (enrichissement en particules fines),
- Modification de la bathymétrie (exhaussement des fonds au-dessous ainsi qu'en « aval » des installations conchylicoles),
- Modifications physiques liées aux opérations de dragages et nettoyage des sols conchylicoles

7.3. Etape 3 : établir les conditions physico-chimiques correspondantes au PEM (cf. synthèse bibliographique § 3.2.1)

Pour les masses d'eau concernées, les conditions physico-chimiques sont - plus ou moins - modifiées à l'échelle de la masse d'eau (cf. § 4.2 et § 5.2) par les modifications des caractéristiques hydromorphologiques. Nous retiendrons essentiellement quelques phénomènes qui impactent le milieu sédimentaire au niveau des zones d'élevages :

- Augmentation de la demande biologique en oxygène des sédiments situés en zone conchylicole. Cet impact n'est cependant pas mis en évidence par le réseau DCE actuel qui classe les deux masses d'eau considérées en TBE pour ce paramètre (Daniel & Soudant, 2009). Ces auteurs avertissent toutefois qu'il y a peu de chances de repérer des phénomènes anoxiques avec la fréquence de prélèvement actuelle prescrites par la DCE, qui conduit à 3 voire 4 prélèvements annuels.
- Diminution du potentiel redox du sédiment (conditions réductrices),
- Modification des flux biogéochimiques à l'interface eau/sédiment (ammonium, silicates,

phosphates),

- Modification de la valeur nutritive du sédiment

7.4. Etape 4 : établir les conditions biologiques correspondantes au PEM

7.4.1. Cas des éléments de qualité « phytoplancton », et « flore aquatique autre que phytoplanctonique »

Au vu des résultats d'évaluation actuellement disponibles sur l'élément de qualité « phytoplancton » dans les deux masses d'eau concernées (cf. § 4.4.3 et 5.4.2), les indices d'abondance et de biomasse ne subissent pas d'impact déclassant du fait de la présence des élevages conchylicoles, puisque les deux masses d'eau sont classées soit en « Bon Etat », soit en « Très Bon Etat ». Il conviendra d'examiner un éventuel impact sur l'indice de composition phytoplanctonique lorsque celui-ci sera développé.

Pour la masse d'eau côtière FRGC01 et concernant la composition et l'abondance de la flore aquatique autre que phytoplancton, les dernières évaluations disponibles sur les macroalgues proliférantes (FRGC01 classée en BE) ne déclassent pas la masse d'eau.

Pour la masse d'eau côtière FRFC02, il faudra cependant considérer le classement obtenu sur l'herbier de *Zostera noltii* des Doux avec attention. En effet, les perturbations des caractéristiques sédimentaires (Short & Wyllie-Echeverria, 1996) dues à la conchyliculture sont susceptibles d'engendrer un impact sur cet élément de qualité. En complément, si le réseau de contrôle de surveillance utilisait une seconde station herbier située hors réserve naturelle, cela permettrait de statuer sur les effets impactant de la pêche à pied professionnelle et de loisir sur les herbiers intertidaux de *Zostera noltii* de cette masse d'eau.

Aussi, dans l'état actuel de développement des indicateurs et de disponibilité des résultats d'évaluation, nous ne proposons pas de définir de conditions biologiques correspondantes au PEM pour ces éléments de qualité. Les grilles, ainsi que les conditions de référence, restent celles utilisées pour l'évaluation des masses d'eau « naturelles ».

7.4.2. Cas de l'élément de qualité invertébrés benthiques

D'après les éléments bibliographiques rassemblés dans le présent rapport les pratiques conchylicoles exercent, le plus souvent **localement** (à proximité des installations), un impact sur les peuplements d'invertébrés benthiques. Cet impact peut être plus ou moins important selon les conditions hydrodynamiques, la nature du sédiment, l'ampleur de l'activité par rapport à l'échelle d'étude, la méthode de culture (cf. § 3.2.3.5)

Or, dans le cadre de la DCE, les conditions de référence pour le paramètre « faune benthique invertébrée » sont définies **pour le type d'habitat considéré au sein de la masse d'eau** (sables plus ou moins envasés subtidaux, sables fins à moyens exposés, sables fins plus ou moins envasés intertidaux, cf. § 3.3. p : 21). Il convient donc d'étudier, pour les deux masses d'eau concernées par ce travail, l'opportunité de définir des conditions biologiques adaptées en fonction des habitats qui y sont représentés.

⇒ Conditions biologiques au PEM pour les sables fins à moyens exposés

Du fait des conditions hydrodynamiques régnant dans ce type d'habitat, les fèces et pseudo-fèces produits par les organismes cultivés sont dispersés et n'engendrent pas (ou peu) d'impact sur le sédiment et les peuplements d'invertébrés benthiques (Hartstein & Rowden, 2004).

Dans la présente étude, ce type d'habitat est représenté dans la masse d'eau FRFC02 par le point de suivi « Bellevue_I ». L'évaluation « état moyen » enregistré en 2007 sur ce point est liée à une composition faunistique sensible l'hydrodynamisme local dominé par la houle et les courants, qui génèrent de forts remaniements superficiels dans les sables intertidaux (Sauriau, 2009). **Nous ne proposons donc pas de conditions biologiques distinctes de celles utilisées pour les masses d'eau naturelles, pour ce type d'habitat.**

⇒ Conditions biologiques au PEM pour les sables fins plus ou moins envasés subtidiaux

Les effets potentiellement négatifs des charges de matières organiques issues de l'aquaculture sur les peuplements benthiques subtidaux sont connus (*Crawford et al., 2003*).

Dans cette étude, cette typologie d'habitat est représentée dans la masse d'eau FRFC02 par le point de suivi « Boyardville_S », qui ne registre par ailleurs aucun déclassement du point de vue de la DCE (*Sauriau et al., 2010*). Dans l'état actuel des résultats d'évaluation DCE disponibles pour ce type d'habitat, **nous ne proposons pas de conditions biologiques distinctes de celles utilisées pour les masses d'eau naturelles.**

Cependant, ceci ne présume pas d'une absence d'impact sur cet habitat. Il serait par exemple pertinent, pour compléter l'expertise de la masse d'eau FRFC02, de disposer de points de suivi supplémentaires pour pouvoir juger de l'impact de pratiques conchylicoles émergentes en domaine subtidal. En effet, il semble que dans un futur proche, l'établissement de zones de production d'huîtres plus au large en utilisant ces secteurs, ainsi que l'élevage sur filières pourrait avoir des effets positifs sur le domaine intertidal (diminution des biomasses en élevage) mais pourrait en revanche avoir des effets délétères sur les habitats subtidaux.

⇒ Conditions biologiques au PEM pour les sables fins plus ou moins envasés intertidaux

Les installations conchylicoles sont souvent implantées dans des zones intertidales abritées (*figures 12 et 18*) qui sont naturellement propices à la sédimentation, et contribuent ainsi à l'accentuation du phénomène d'envasement de ces secteurs (*Sornin, 1981 ; Erhold, 1989*). Elles participent en outre à l'enrichissement en matière organique des sédiments sous-jacents (*Sornin et al., 1983 ; Grant et al., 1995 ; Nugues et al., 1996 ; Hartstein & Rowden, 2004 ; Hartstein & Stevens, 2005 ; Miron et al., 2005 ; Mallet et al., 2006*). Ces phénomènes impactent en conséquence la structure des communautés benthiques (*Pearson & Rosenberg, 1978 ; Borja et al., 2000*).

Pour la masse d'eau FRFC02, le type d'habitat « sables fins plus ou moins envasés intertidaux » est représenté par le point de suivi situé au niveau de l'herbier des Doux. Les différentes évaluations réalisées sur ce point en 2007 dans le cadre du contrôle de surveillance DCE, ainsi qu'à l'occasion des autres campagnes du contrôle de surveillance 2008 et 2009 (*Sauriau et al., 2010*), ne génèrent pas de déclassement de la masse d'eau.

Il ne semble donc pas pertinent de proposer des conditions biologiques particulières dans le cas de la masse d'eau FRFC02 (principe de non-dégradation de l'état existant, DCE article 4).

Pour la masse d'eau FRGC01, cette typologie d'habitat est la seule jugée représentative à l'échelle de la masse d'eau dans le cadre du contrôle de surveillance DCE, et correspond aux points de suivi « Cherruex_I » et « Saint Benoît_I ». Le suivi DCE effectué sur ces points lors de la campagne 2007 a entraîné un déclassement de la masse d'eau (état « moyen »), ce qui pose la question de l'impact des activités conchylicoles dans cette masse d'eau.

Dans l'éventualité où le comité de bassin du district Loire-Bretagne déciderait, au moment de la révision de l'état des lieux de 2013, de classer cette masse d'eau en MEFM du fait de l'importance de l'activité conchylicole, il pourrait être envisagé de proposer des conditions biologiques adaptées au PEM pour cet élément de qualité.

D'après le guidance document européen n°4¹³, le potentiel écologique maximum est destiné à décrire « le meilleur état possible d'un écosystème aquatique naturel compte tenu des caractéristiques hydromorphologiques qui ne peuvent pas être modifiées sans effets négatifs importants sur l'usage à l'origine de la désignation en MEFM » (ici la conchyliculture).

En conséquence, les conditions biologiques au PEM devraient refléter, autant que possible, celles qui sont associées avec des sites de même type, évalués en très bon état pour l'élément de qualité concerné, et subissant des pressions hydromorphologiques comparables.

Aussi, nous avons rassemblé dans le *tableau 9* l'ensemble des résultats obtenus sur les lieux de surveillance DCE « invertébrés benthiques » :

- caractéristiques d'habitats de sables fins plus ou moins envasés intertidaux,

¹³ WFD CIS guidance n°4 p : 59

- situés sur la façade maritime Manche-Atlantique, ceci afin de prendre en compte autant que possible les caractéristiques biogéographiques propres à la baie du Mont Saint Michel,
- évalués en « Très Bon Etat » lors de la campagne du printemps 2007 pour cet élément de qualité,
- et enfin, situées dans des masses d'eau également concernées par des activités conchylicoles (*source BRGM*).

Tableau 10 : Synthèse des résultats obtenus sur les points de suivis DCE de la façade Manche estimés en TBE situés dans des habitats de sables fins plus ou moins envasés intertidaux et dans des masses d'eau concernées par des activités conchylicoles (sources BRGM et N. Desroy, comm. pers.)

Masse d'eau	Type national	Pression associée conchyliculture (classement BRGM)	Point de suivi	Habitat	M-AMBI	AMBI	H'	Richesse spécifique	Teneur sédiment en MO (%)	Teneur sédiment en particules fines (%)
FRHC02 : Baie du Mont Saint Michel (centre Baie)	C7 : Côte à grande zone intertidale et à dominante vaseuse	1-1-B	SIMF04_I : Jullouville IM	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux	0,847	2,213	4,114	25	2,51	4,61
FRHC03 : Ouest Cotentin	C17 : Côte à grande zone intertidale et à mosaïque de substrat	3-2-B	SIMF05_I	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux	0,808	2,235	3,566	27	0	2,4
FRHC01 : Archipel Chausey	C17 : Côte à grande zone intertidale et à mosaïque de substrat	1-2-B	SIMF01_I	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux	0,781	2,885	3,741	28	1,19	9,2
FRGC03 : Rance-Fresnay	C10 : Côte sableuse partiellement stratifiée	1-1-B	St Cast_I	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux	0,947	1,311	3,839	33	1,37	3
FRGC05 : Fond de Baie St Brieuc	C9 : Côte à dominante sableuse macrotidale mélangée	1-1-B	St Brieuc_I	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux	0,909	2,062	4,425	28	1,15	1,29
FRGC07 : Paimpol-Perros-Guirec	C1 : Côte rocheuse, méso à macrotidale, peu profonde	1-1-B	Arcouest_I	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux	1,000	1,795	3,793	61	1,19	3,56
FRGC10 : Baie de Lannion	C13 : Côte sableuse stratifiée	1-1-B	St Efflam_I	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux	0,836	0,75	3,068	21	2,2	2,38
FRGC11 : Baie de Morlaix	C11 : Côte principalement sableuse macrotidale	1-1-B	Callot_I	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux	1,000	2,031	4,579	58	3,04	2,06
FRGC13 : Les Abers (large)	C1 : Côte rocheuse, méso à macrotidale, peu profonde	1-1-B	Ste Marguerite_I	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux	0,880	2,569	4,095	34	1,07	1,59

Les moyennes calculées sur les différentes métriques du M-AMBI de ces sites sont les suivantes :

- Richesse Spécifique = 35
- Hq= 3,91
- AMBI = 1,98

A l'échelle de la baie, il semble que ce soit plus particulièrement la métrique AMBI qui soit impactée dans le secteur géographique qui correspond à la masse d'eau FRGC01 (Trigui, 2009 : cf. § 5.3.2).

Ainsi, les conditions biologiques au potentiel écologique maximum qui pourraient être proposées pour définir l'état de la faune benthique invertébrée, dans le cas des habitats de sables fins plus ou moins envasés de la masse d'eau FRGC01 (dans l'hypothèse où celle-ci serait évaluée comme une MEFM), sont les suivantes :

Tableau 11 : Synthèse des conditions biologiques proposées au potentiel écologique

Type d'environnement hydro-sédimentaire	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
AMBI	2
Hq	4 <i>condition de référence pour une masse d'eau « naturelle »</i>
Richesse spécifique	35 <i>condition de référence pour une masse d'eau « naturelle »</i>

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

La conchyliculture, activité économique majeure développée sur les espaces littoraux français, engendre des modifications locales ou géographiquement étendues des caractéristiques hydromorphologiques des masses d'eau côtière. L'ampleur de ces modifications peut être à l'origine de leur désignation en masses d'eau fortement modifiées (MEFM). Ce fut le cas lors de l'évaluation initiale de 2004 de la masse d'eau FRFC02 « Pertuis Charentais », qui abrite les activités d'élevages conchylicoles hors marais du bassin de Marennes-Oléron.

Pour les MEFM, les objectifs environnementaux à atteindre sont « ajustés » : c'est le « bon potentiel écologique » qui est ciblé, et non pas le « bon état écologique ». Le bon potentiel écologique consiste en une « légère » dégradation des valeurs des éléments de qualité biologiques atteignant le bon état écologique, soit un niveau d'ambition légèrement inférieur à celui visé sur les masses d'eau dites « naturelles ».

Une abondante littérature scientifique décrit les impacts potentiels des activités conchylicoles tant sur l'hydrodynamisme des masses d'eau, sur les propriétés physico-chimiques du sédiment, que sur la structure des peuplements d'invertébrés benthiques. En effet, la modification des conditions hydrodynamique à proximité des installations conchylicoles peut favoriser l'envasement naturel d'une zone conchylicole, ainsi que l'enrichissement en matière organique des sédiments. Ces modifications des propriétés sédimentaires peuvent à leur tour significativement impacter la structure et le fonctionnement des communautés benthiques, et ces modifications (notamment en défaveur des espèces sensibles et suspensivores mais en faveur des organismes dépositivores tolérants et opportunistes) sont susceptibles d'être mises en lumière par certains indices utilisés dans le cadre de l'évaluation DCE.

C'est par exemple le cas des indices AMBI et M-AMBI intervenant dans l'évaluation de la qualité des masses d'eau côtière et qui sont basés sur le paradigme de *Pearson & Rosenberg (1978)* et étendu par *Hily (1984)* à d'autres type de pollution organique. Il faut cependant noter que ces indices ont initialement été développés pour statuer de la qualité des milieux subtidiaux.

La littérature scientifique souligne toutefois que les modifications induites sur les communautés benthiques sont modulées par les conditions hydrodynamiques locales, la nature du sédiment, la profondeur de la zone ou encore les pratiques conchylicoles considérées ainsi que leur historique.

Au vu de ces éléments bibliographiques et de résultats d'évaluation déclassante obtenus dans le cadre de la surveillance DCE sur le paramètre « faune invertébrée benthique », une réflexion est en cours pour désigner la masse d'eau FRGC01 (Baie du Mont Saint Michel) en MEFM, alors qu'elle est depuis 2004 considérée comme une ME « naturelle ». En effet, l'activité conchylicole est conséquente à l'échelle de la masse d'eau (baie de Cancale notamment), et ceci pourrait justifier une telle désignation lors de la révision de l'état des lieux du bassin Loire Bretagne qui sera effectuée en 2013.

Dans le cas de la masse d'eau fortement modifiée FRFC02, le réseau de surveillance DCE tel qu'il est défini par son positionnement des stations, ne permet pas de mettre en évidence d'impact de l'intense activité ostréicole et mytilicole de la baie de Marennes-Oléron sur l'élément de qualité DCE « faune invertébrée benthique ». En conséquence et dans l'état actuel des connaissances, il ne semble pas pertinent de proposer des conditions biologiques différentes des conditions de référence utilisées pour l'évaluation des masses d'eau « naturelles ».

On pourrait dès lors légitimement se poser la question du maintien en MEFM de cette masse d'eau, mais une expertise complémentaire serait nécessaire afin d'estimer l'impact de pratiques conchylicoles émergentes dans ce secteur, notamment dans le domaine subtidal. En effet, il semble que dans un futur proche, le déplacement des zones de cultures en intertidal vers un mode de culture sur filières aboutisse à l'établissement de zones de production d'huîtres pouvant avoir des effets délétères sur les habitats subtidiaux.

En revanche, le réseau de surveillance DCE mis en œuvre dans la masse d'eau FRGC01 met en évidence un déclassement de celle-ci sur la base de l'élément de qualité « faune invertébrée benthique ». **L'environnement hydro-sédimentaire des points de surveillance concernés est caractéristique des sables plus ou moins envasés intertidaux, et il semble que l'intense activité conchylicole influe pour partie sur le résultat de l'évaluation donné par l'indicateur utilisé dans le cadre de la DCE.**

Dans l'éventualité où un classement en masse d'eau fortement modifiée serait décidé pour la masse d'eau FRGC01 au moment de la révision de l'état des lieux DCE de 2013, des conditions biologiques correspondantes au PEM pourraient être proposées.

D'après la bibliographie actuellement disponible, seul l'indice AMBI, qui est l'une des métriques impliquée dans le calcul de l'indicateur national pour les masses d'eau côtière, semble présenter une variation géographique significative au niveau des secteurs conchylicoles de la baie du Mont Saint Michel.

Aussi, à l'issue d'une approche méthodologique conforme au document guide européen, une valeur de l'indice AMBI de 2 pourrait être proposée pour caractériser les conditions biologiques au potentiel écologique maximal de cette masse d'eau. Les conditions de référence pour les autres métriques composant le M-AMBI (richesse spécifique à 35 et diversité de Shannon-Wiener à 4) resteraient pour leurs parts inchangées.

Il conviendrait d'étudier les répercussions de ce nouveau mode de calcul du M-AMBI sur l'évaluation de la masse d'eau FRGC01, tant à partir des résultats de la campagne DCE réalisée en 2007, que de ceux obtenus lors de la campagne du printemps 2010.

Nous ne disposons à l'heure actuelle que de données clairsemées (la campagne DCE de 2007 sur le paramètre « invertébrés benthiques » et la campagne DCE de 2010 en cours d'analyse). Ces données ont, de plus, été acquises en grande partie dans le cadre du Réseau de Contrôle de Surveillance (RCS) de la DCE, destiné à rendre compte de l'état général de la masse d'eau et non de situations particulières à proximité des secteurs conchylicoles, d'où un problème de représentativité par rapport à la problématique visée par cette étude.

Il conviendra donc, d'ici l'échéance de 2013, d'étudier avec attention l'ensemble de l'information additionnelle qui pourrait éclairer une éventuelle désignation en MEFM (ex : études comparatives parcs/hors parcs avec des protocoles DCEA).

En tout état de cause, la possibilité de désignation en MEFM d'une masse d'eau ne doit pas être interprétée comme l'opportunité d'inclure le déclassement d'une masse d'eau par rapport au paramètre « invertébrés benthique ». En effet, il semble qu'il existe une certaine marge de manœuvre quant à l'amélioration des pratiques conchylicoles sur les secteurs étudiés (cf. chapitre 6).

Par ailleurs, l'impact sur les peuplements benthiques généré par d'autres pressions identifiées dans les masses d'eau étudiées, mériterait d'être évalué :

- Quid de l'impact **direct** des espèces invasives introduites par les pratiques conchylicoles (crépidules, huîtres sauvages) ?
- Quid de l'impact **indirect** de ces espèces invasives, généré par les opérations de nettoyage et de chalutage des secteurs colonisés ?
- Quid de l'impact des pratiques des pêcheurs à pied professionnels et de loisirs, qui entraînent une déstructuration des sédiments intertidaux et le piétinement des herbiers de *Zostera noltii* situés à proximité et qui sont l'un des éléments de qualité biologique pris en compte par l'évaluation DCE ?

En complément de la mise en %uvre de mesures correctrices, il conviendrait d'acquérir des données supplémentaires dans le cadre du **contrôle opérationnel** prévu par la DCE, afin de juger de la nature, de l'intensité, et de l'évolution de ces impacts.

REFERENCES

- Audemard, C., Le Roux, F., Barnaud, A., Collins, C.M., Sautour, B., Sauriau, P.-G., de Montaudouin, X., Coustau, C., Combes, C. & Berthe, F.C.J., 2002. Needle in a haystack: involvement of the copepod *Paracartia grani* in the life-cycle of the oyster pathogen *Marteilia refringens*. *Parasitology* 124: 315-323.
- Audemard, C., Sajus, M.C., Barnaud, A., Sautour, B., Sauriau, P.-G. & Berthe, F.J.C., 2004. Infection dynamics of *Marteilia refringens* in flat oyster *Ostrea edulis* and copepod *Paracartia grani* in a claire pond of Marennes-Oleron Bay. *Diseases of Aquatic Organisms* 61: 103-111.
- Bacher, C., 1989. Capacité trophique du bassin de Marennes-Oléron : couplage d'un modèle de transport particulaire et d'un modèle de croissance de l'huître *Crassostrea gigas*. *Aquatic Living Resources* 2: 199-214.
- Bacher, C., Struski, C., Leguerrier, D., Niquil, N., Guarini, J.M., Richard, P. & Blanchard, G., 2002. Modélisation des flux de matières dans un réseau trophique : cas de Marennes-Oléron. Actes du colloque défi Golfe de Gascogne.
- Bald, J., Borja, A., Muxika, I., Franco, J. & Valencia, V., 2005. Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: A case-study from the Basque Country (Northern Spain). *Marine Pollution Bulletin* 50: 1508-1522
- Berger, C., Romani, M., Sourribes, V-C. & Barral, M., 2007. Recueil des bonnes pratiques environnementales en conchyliculture. Rapport de stage IUP Montpellier. 29p. + annexes
- Bertin, X. 2005. Morphodynamique séculaire, architecture interne et modélisation d'un système baie/embouchure tidale : le Pertuis de Maumusson et la baie de Marennes-Oléron. Thèse, Université de la Rochelle, la Rochelle.
- Berthe, F.C.J., Le Roux, F., Peyretailade, E., Peyret, P., Rodriguez, D., Gouy, M. & Vivarès, C.P., 2000. Phylogenetic analysis of the small subunit ribosomal RNA of *Marteilia refringens* validates the existence of the phylum Paramyxia (Desportes and Perkins, 1990). *Journal of Eukaryotic Microbiology* 47: 288-293.
- 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.
- Blanchard, M., Clabaut, P. & Abernot-Le Gac, C., 2006. Cartographie et évaluation du stock de crépidules en baie du mont Saint-Michel en 2004. Rapport Ifremer DYNECO/EB/06-01, 34p. + annexes.
- Blanchard, M. & Ehrhold, A., 1999. Cartographie et évolution du stock de crépidule en baie du Mont-Saint-Michel. *Haliotis* 28: 11-20.
- Blanchard, M. & Hamon, M., 2006. Bilan du suivi de l'exploitation industrielle de la crépidule en Bretagne Nord (baies de Saint-Brieuc et du Mont Saint-Michel) 2002-2005. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/6301/>
- Bodoy, A., 1993. Les techniques de la conchyliculture en France. Pp. 103-127. Coquillages.
- Bompais, X., 1991. Les filières pour l'élevage des moules. Guide pratique. Ifremer. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/1671/>
- Bonnot-Courtois, C., Bassoullet, P., Tessier, B., Cayocca, F., Le Hir, P. & Baltzer, A., 2008. Remaniements sédimentaires superficiels sur l'estran occidental de la baie du Mont Saint-Michel. *European Journal of Environmental and Civil Engineering* 12: 51-65.
- Borja, A., Franco, J. & Perez, V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40: 1100-1114.
- Borja, A. & Muxika, I., 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin* 50: 787-789.

- Borja, A., Mader, J., Muxika, I., Rodríguez, J.G. & Bald, J., 2008. Using M-AMBI in assessing benthic quality within the Water Framework Directive: some remarks and recommendations. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1377-1379.
- Borja, A., Rodriguez, J.G., Black, K., Bodoy, A., Emblow, C., Fernandes, T.F., Forte, J., Karakassis, I., Muxica, I., Nickell, T. D., Papageorgiou, N., Pranovi, F., Sevastou, K., Tomasseti, P. & Angel., D. 2009. Assessing the suitability of a range of benthic indices in the evaluation of environmental impact of fin and shellfish aquaculture located in sites across Europe. *Aquaculture* 293: 231. 240
- Bouchet, V.M.P., 2007. Dynamique et réponse fonctionnelle des foraminifères et de la macrofaune benthique en zone ostréicole dans les Pertuis Charentais. Thèse de Doctorat, Université d'Angers, Angers.
- Bouchet, V.M.P. & Sauriau, P-G., 2008. Influence of oyster culture practices and environmental conditions on the ecological status of intertidal mudflats in the Pertuis Charentais (SW France): A multi-index approach. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1898-1912.
- Boutier, B., Chiffolleau, J.F., Gonzalez, J.L., Lazure, P., Auger, D. & Truquet, I., 2000. Influence of the Gironde estuary outputs on cadmium concentrations in the coastal waters: consequences on the Marennes-Oléron Bay (France). *Oceanologica Acta* 27: 745-757.
- Buchet, R., 2010. Directive Cadre sur l'Eau : Evaluation du potentiel écologique des masses d'eau littorales fortement modifiées. Rapport convention Ifremer/Onema 2009. 75p + annexe
- Castel, J., Labourg, P.-J., Escaravage, V., Auby, I. & Garcia, M.E., 1989. Influence of seagrass beds and oyster parks on the abundance and biomass patterns of meio- and macrobenthos in tidal flats. *Estuarine Coastal and Shelf Sciences* 28: 71-85.
- Cayocca, F., Dussauze, M., Le Hir, P., Bassoullet, P. & Jestin, H., 2006. Modélisation hydro-sédimentaire de la baie du Mont Saint-Michel. IX^{èmes} Journées Nationales Génie Côtier-Génie Civil, Brest, 12-14 septembre 2006. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/6274/>
- Chamberlain, J., Fernandes, T.F., Read, P., Nickell, T.D. & Davies, I.M., 2001. Impacts of biodeposits from suspended mussel (*Mytilus edulis* L.) culture on the surrounding surficial sediments. *ICES Journal of Marine Science* 58: 411-416.
- Coïc, L., 2007. Etude dynamique de l'ostréiculture dans le bassin de Marennes-Oléron depuis l'introduction de l'huître japonaise *Crassostrea gigas* : de la production à la prolifération. Rapport Master 2 Université de Caen. 74p.
- Coste, V., 1861. Industrie de Marennes. In *Voyage d'exploration sur le littoral de la France et de l'Italie. Deuxième édition*, pp. 109-127. Paris: Imprimerie Impériale.
- Crawford, C.M., Macleod, C.K.A. & Mitchell, I., 2003. Effects of shellfish farming on the benthic environment. *Aquaculture* 224: 117. 140.
- CREOCEAN, 1995. Cartographie des colonies de crépidules (*Crepidula fornicata*) dans le bassin de Marennes-Oléron. Rapport au Conseil Général de Charente Maritime, Direction des Infrastructures du Département : 23 p. + 4 annexes cartographiques.
- Cugier, P. (coord), 2010. Impact des facteurs environnementaux et des pratiques conchyliques sur l'écosystème de la baie du Mont Saint Michel et la production conchylicole. Etudes de scénarii par modélisation (IPRAC). Rapport final. Programme LITEAU III. 96p+ annexes
- Curti, C., 2009. Cartographie des bancs de crépidules du bassin de Marennes-Oléron : analyse par imagerie acoustique et sondeur de sédiment. Mémoire Master professionnel « Environnement Marin », Université de la Méditerranée : 36 pp. + annexes.
- Daniel & Soudant, 2009. Evaluation DCE avril 2009, Elément de qualité : Bilan d'oxygène. Rapport DYNECO/PELAGOS/09.02. 27 pages + annexe.
- Dankers, N. & Zuidema, D., 1995. The role of the mussel (*Mytilus edulis* L.) and mussel culture in the Dutch Wadden Sea. *Estuaries* 18: 71-80.
- Dardignac-Corbeil, M.-J., 1986. La mytiliculture traditionnelle. Chapitre 2. In *Aquaculture volume 2*, vol. 24 (ed. G. Barnabé), pp. 285-343. Paris: Tec & Doc, Lavoisier.

- Dauvin, J.-C. & Ruellet, T., 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin*. 55: 215- 224.
- De Grave, S., Moore, S.J. & Burnell, G., 1998. Changes in benthic macrofauna associated with intertidal oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg) culture. *Journal of Shellfish Research* 17: 1137-1142.
- 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.
- Delattre, M. & Vinchon, C., 2009. Mise en place du volet « hydro-morphologie » des eaux côtière et de transition dans le cadre de la Directive cadre sur l'eau. Phase 1 : méthodologie de définition du « très bon état » et identification préliminaire des paramètres à suivre. Rapport final de phase 1. BRGM/RP-57525-FR, 112 p., 24 fig., 19 tabl., 4 annexes.
- Deslous-Paoli J.-M., 1985. *Crepidula fornicata* L. (gastéropode) dans le bassin de Marennes-Oléron : structure, dynamique et production d'une population, *Oceanol. Acta* 8: 453-460.
- Deslous-Paoli, J.-M., Souchu, P., Mazouni, N., Juge, C. & Dagault, F., 1998. Relations milieu-ressources : impact de la conchyliculture sur un environnement lagunaire méditerranéen (Thau). *Oceanologica Acta* 21: 831-843.
- Desroy, N. & Le Mao, P., 2009. Contrôle de surveillance benthique de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) : Etat écologique des masses d'eau - Année 2007 - Façade Manche. Rapport Ifremer LER Finistère Nord-Bretagne/Station de Dinard. 18 p.
- Desroy, N., Soudant, D., Auby, I., Barillé, A.L., Blanchet, H., Gentil, F., Hily, C., Oger-Jeanneret, H. & Sauriau, P.-G., 2010. Contrôle de surveillance benthique de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) : Etat écologique des masses d'eau - Année 2007 - Façade Atlantique. Rapport Ifremer LER Finistère Nord-Bretagne/Station de Dinard. 18 p + annexe.
- Ehrhold, A., 1999. Dynamique de comblement d'un bassin sédimentaire soumis à un régime mégalidal : exemple de la baie du Mont-Saint- Michel. Université de Caen. Thèse de Doctorat.
- Ehrhold, A., Blanchard, M., Auffret, J.-P. & Garlan, T., 1998. Conséquences de la prolifération de la crépidule (*Crepidula fornicata*) sur l'évolution sédimentaire de la baie du Mont-Saint-Michel (Manche, France). *Compte Rendu de l'Académie des Sciences de Paris, Sciences de la Terre et des planètes / Earth and Planetary Sciences* 327 : 583-588.
- Frontier, S. & Pichod-Viale, D., 1991. *Ecosystèmes : structure, fonctionnement et évolution*. Paris: Masson.
- Galois, R., Blanchard, G.F., Séguignes, M., Huet, V. & Jossard, L. 2000. Spatial distribution of sediment particulate organic matter on two estuarine intertidal mudflats; a comparison between Marennes-Oleron Bay (France) and the Humber Estuary (UK). *Continental Shelf Research* 20: 1199-1217.
- Garreau, P., 1993. Hydrodynamics of the North Brittany coast : a synoptic study. *Oceanologica Acta* 16: 469-477
- Gesteira, J.L.G. & Dauvin, J.-C., 2000. Amphipods are good bioindicators of the impact of oil spills on soft-bottom macrobenthic communities. *Marine Pollution Bulletin* 40: 1017-1027
- Glémarec, M. & Hily C., 1981. Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecologica Oecologia Applicata* 2: 139-150.
- Gonzalez, J.L., Jouanneau, J.M., Dominik, J. & Boutier, B., 1991. Particulate Cd and Hg fluxes to the sediment in the Marennes-Oléron Bay: origin and evolution. *Environmental Technology* 12: 209-216.
- Gouleau, D., Jouanneau, J.M., Weber, O. & Sauriau, P.-G., 2000. Short- and long-term sedimentation on Montportail-Brouage intertidal mudflat, Marennes-Oléron Bay (France). *Continental Shelf Research* 20: 1513-1530.

- Gouletquer, P. & Héral, M., 1997. Marine molluscan production trends in France: From fisheries to aquaculture. NOAA (National Oceanic & Atmospheric Administration) *Technical Report NMFS (National Marine Fisheries Service)* 129:137-164.
- Gouletquer, P. & Le Moine, O., 2002. Shellfish farming and coastal zone management (CZM) development in the Marennes-Oléron Bay and Charentais Sounds (Charente Maritime, France): a review of recent developments. *Aquaculture International* 10: 507-525.
- Grall, J. & Glémarec, M., 1997. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuarine Coastal and Shelf Sciences* 44: 43-53.
- Grant, J., Hatcher, A., Scott, D.B., Pocklington, P., Schafer, C.T. & Winters, G.V., 1995. A multidisciplinary approach to evaluating impacts of shellfish aquaculture on benthic communities. *Estuaries* 18: 124-144.
- Gras, M.-P. & Gras, P., 1981. Aquaculture de bivalves en claires dans le bassin de Marennes-Oléron. *Science et Pêche, Bulletin de l'Institut des Pêches Maritimes* 314: 1-30.
- Gray, J.S., Wu, R.S.S. & Or, Y.Y., 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series* 238: 249-279.
- Grelon, M., 1978. *Saintonge pays des huîtres vertes*. La Rochelle: Editions Rupella.
- Grizel, H., 1989. Pathologie des mollusques bivalves et protection des cheptels coquilliers. In : *Trodaec J. P. (ed.), L'Homme et les Ressources Halieutiques*, 389-418.
- Grousset F.E., Jouanneau J.-M., Castaing P., Lavaux G., Latouche C., 1999. A 70 year record of contamination from industrial activity along the Garonne River and its tributaries (SW France). *Estuarine Coastal Shelf Science* 48:401. 414.
- Hamon D., Blanchard M., Houlgatte E., Blanchet A., Gaffet J.D., Cugier P., Menesguen A., Cann P., Domalain D. & Hautbois A.G., 2002. Programme Liteau : La crépidule identifier les mécanismes de sa prolifération et caractériser ses effets sur le milieu pour envisager sa gestion. Chantier : Baie de St Brieuc. Rapport final Liteau 1ere tranche ; Rapport Ifremer/del.ec :70p.
- Hartstein, N.D. & Rowden, A.A., 2004. Effect of biodeposits from mussel culture on macroinvertebrate assemblages at sites of different hydrodynamic regime. *Marine Environment Research* 57: 339-357.
- Hartstein, N.D. & Stevens, C.L., 2005. Deposition beneath long-line mussel farms. *Aquaculture Engineering* 33: 192-213.
- Hatcher, A, Grant, J & Schofield, B., 1994. Effects of suspended mussel culture (*Mytilus* spp.) on sedimentation, benthic respiration and sediment nutrient dynamics in a coastal bay. *Marine Ecology Progress Series* 115: 219-235.
- Héral, M., Bacher, C. & Deslous-Paoli, J.-M., 1989. La capacité biotique des bassins ostréicoles. In *L'homme et les ressources halieutiques*, vol. 1 (ed. J.-P. Trodaec), pp. 225-259. Plouzané: Ifremer.
- Héral, M., Razet, D., Deslous-Paoli, J.-M., Manaus, F., Truquet, I. & Garnier, J. 1984. *Hydrobiology of the Marennes-Oleron Basin. Results of the Reseau National d'Observation : 1977-1981. Annales de la Société des Sciences naturelles de la Charente-Maritime*, 7, La Rochelle : 259-277.
- Héral, M., Razet, D. & Prou, J. 1989. Acquiring continuous data on the particular matter of the estuarine bay of Marennes-Oleron during the spring planktonic bloom: Effect on the filtration rate of the oyster *Crassostrea gigas*. In: Council Meeting of the International Council for the Exploration of the Sea, The Hague (Netherlands).
- Hily, C., 1976. Ecologie benthique des Pertuis Charentais. Thèse de 3ème cycle, Université de Bretagne Occidentale, 236 p.
- Hily, C. 1977. Characteristics and originality of the Pertuis Charentais area. *Journal de Recherches Océanographiques* 2: 31-38.
- Hily, C., 1984. Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la Rade de Brest. Thèse de Doctorat d'Etat, Université de Bretagne Occidentale, volume 1 p.359, volume 2 p.337 p.

- Hily, C., Le Bris, H. & Glémarec, M., 1986. Impacts biologiques des émissaires urbains sur les écosystèmes benthiques. *Oceanis* 12: 419-426.
- Janas, U., Wocial, J. & Szaniawska, A., 2004. Seasonal and annual changes in the macrozoobenthic populations of the Gulf of Gdansk with respect to hypoxia and hydrogen sulphide. *Oceanologia* 46: 85-102.
- Jouanneau J.-M., Boutier B., Chiffolleau J.-F., Latouche C., Philipps I., 1990. Cadmium in the Gironde fluvio estuarine system: behaviour and flow. *Science of the Total Environment* 97/98:465-479.
- Kervella, Y., Germain, G., Gaurier, B., Facq, J.-V., Brevers, M., Cayocca, F. & Lesueur, P., 2010. Experimental study of the near-field impact of an oyster table on the flow *European Journal of Mechanics B/Fluids* 29: 32-42
- Kervella, S., 2009. Dynamique des sédiments fins et mixtes des zones intertidales de la baie de Marennes-Oléron. Caractérisation des sédiments, processus hydro-sédimentaires et modélisation appliquée. Thèse de doctorat. Université de La Rochelle
- Kervella, Y., 2010. Impact des installations ostréicoles sur l'hydrodynamique et la dynamique sédimentaire Thèse de Doctorat, Université de Caen Basse-Normandie.
- Kirby R.R., Beaugrand G., Lindley J.A., Richardson A.J., Edwards M., Reid P.C., 2007. Climate effects and benthic-pelagic coupling in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 330: 31-38.
- Lapaquellerie Y., Maillet N., Jouanneau J.-M., Maillet N., Latouche C., 1995. Cadmium pollution in sediments of the Lot river (France). Estimate of the mass of cadmium. *Environment Technology* 16:1145-1154.
- Latouche C., 1988. La pollution en cadmium de l'estuaire de la Gironde. *Bulletin de l'Institut de Géologie du Bassin d'Aquitaine* 44:15-21.
- Leauté, J.P., 2008. Les flottilles de pêche des Pertuis Charentais vues du ciel, Synthèse des campagnes 2004-2005-2006. Rapport Ifremer.
- Legué Dupont, P., 2004. *La moisson des marins-paysans*. Paris: Editions de la Maison des sciences de l'homme & INRA.
- Leguerrier, D., Niquil, N., Petiau, A. & Bodoy, A., 2004. Modeling the impact of oyster culture on a mudflat food web in Marennes-Oleron Bay (France). *Marine Ecology Progress Series* 273: 147-161.
- Le Mao, P. & Gerla, D., 1998. La baie du Mont Saint-Michel (fasc. 3) - La conchyliculture. *Penn ar Bed* 169: 28-37.
- Le Mao, P., Pasco, P.-Y. & Provost, S., 2006. Consommation de la macro-faune invertébrée benthique par les oiseaux d'eau en baie du Mont-Saint-Michel. *Alauda* 74 : 23-36.
- Lerat, Y., Boucher, G. & Le Corre, P., 1985. Echanges à l'interface eau-sédiment dans un secteur côtier à forte biodéposition (parc ostréicole), cas de l'ammonium et des nitrates. *Cahier de Biologie Marine* 26: 393-408.
- Li, X., 2005. Contribution à la mise en place d'une base de données à référence spatiale en baie du Mont Saint-Michel. Mémoire de diplôme de l'École Pratique des Hautes Études. 85 p.
- Mahé, J.-L., 1994. *Moules et mytiliculture en baie de l'Aiguillon*. La Rochelle: Rumeur des Ages.
- Mallet, A.L., Carver, C.E. & Landry, T., 2006. Impact of suspended and off-bottom Eastern oyster culture on the benthic environment in eastern Canada. *Aquaculture* 255: 362-373.
- Manac'h, N., 1995. La biodéposition de la crépidule (*Crepidula fornicata*). Impact sur l'écosystème de la rade de Brest. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00014/12553/>
- Markowitz, T.M., Harlin, A.D., Wuersig, B. & McFadden, C.J., 2004. Dusky dolphin foraging habitat: overlap with aquaculture in New Zealand. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 133-149.
- Marteil, L., 1976. La conchyliculture française. 2^e partie. Biologie de l'huître et de la moule. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches maritimes* 40: 125-320.

- Méziane, T., 1997. Le réseau trophique benthique en baie du Mont Saint Michel: intégration de la matière organique d'origine halophile à la communauté à *Macoma balthica*. Thèse de Doctorat, Université de Rennes 1, Rennes.
- Mille, D., 1996. Programme réseau de fermes de référence en conchyliculture - "réseau marais salé" : Bilan des deux premières années de fonctionnement du réseau de référence en marais ostréicole, CREAA
- Miron, G., Landry, T., Archambault, P. & Frenette, B., 2005. Effects of mussel culture husbandry practices on various benthic characteristics. *Aquaculture* 250: 138-154.
- Muxika, I., Borja, A. & Bonne, W., 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators* 5: 19-31.
- Muxika, I., Borja, A. & Bald, J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55: 16-29.
- Nugues, M.M., Kaiser, M.J., Spencer, B.E. & Edwards, D.B., 1996. Benthic community changes associated with intertidal oyster cultivation. *Aquaculture Research* 27: 913-924.
- Pearson, T. & Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanographic Marine Biology, Annual Review* 16: 229-311.
- Pigeot, J., Miramand, P., Guyot, T., Sauriau, P.-G., Fichet, D., Le Moine, O. & Huet, V., 2006. Cadmium pathways in an exploited intertidal ecosystem with chronic Cd inputs (Marennes-Oléron, Atlantic coast, France). *Marine Ecology Progress Series* 307: 101-114.
- Pouliquen, M. 1975. Etude minéralogique et géochimique des sédiments du littoral Vendéo-Charentais et de la vasière Ouest-Gironde (France) : Application à la connaissance de l'origine et de la dynamique des vases dans la baie de Marennes-Oléron. Thèse de 3^{ème} Cycle, Université Bordeaux 1.
- Prou, J., Pouvreau, S., Renaud, V., 1994. Estimation de la biomasse de pûîtres non cultivées dans le bassin de Marennes-Oléron. Rapport interne Ifremer, Laboratoire de biologie et d'écologie des invertébrés marins. Station Ifremer La Tremblade, 27 pages.
- Raillard, O. & Ménesguen, A., 1994. An ecosystem box model for estimating the carrying capacity of a macrotidal shellfish system. *Marine Ecology Progress Series* 115: 117-130.
- Raillard, O., Le Hir, P. & Lazure, P., 1994. Transport de sédiments fins dans le bassin de Marennes-Oléron : mise en place d'un modèle mathématique. *La Houille Blanche* 4: 63-71.
- Ros, J.D. & Cardell, M.J., 1991. Effect on benthic communities of a major input of organic matter and other pollutants (coast off Barcelona, western Mediterranean). *Toxicological and Environmental Chemistry*, 31-32: 441-450.
- Samain, J.F. & McCombie, H., 2008. *Summer mortality of Pacific oyster Crassostrea gigas. The Mores Project*. Versailles: Editions Quae.
- Samuelson, G.M., 2001. Polychaetes as indicators of environmental disturbance on subarctic tidal flats, Iqaluit, Baffin Island, Nunavut territory. *Marine Pollution Bulletin* 42: 733-741.
- Sauriau, P.-G., Mouret, M. & Rincé, J.-P., 1989. Organisation trophique de la malacofaune benthique non cultivée du bassin ostréicole de Marennes-Oléron. *Oceanologica Acta* 12: 193-204.
- Sauriau, P.-G., Pichocki Seyfried, C., Walker, P., de Montaudouin, X., Palud, C., Héral, M., 1998. *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 : 353-362.
- Sauriau, P.-G., 2009. Réseau de contrôle de surveillance 2007. Masses de eau côtière et de transition. Nord-Est Oléron (MEC FRFC01) Pertuis Charentais (MEC FRFC02) et Charente (MET FRFT01) et Seudre (FRFT02). Compartiments biologiques « macroalgues, zostère et macrofaune ». Convention Ifremer. 21p.

- Sauriau P.-G., Cajori P., Cottet M., Blanchet H., Bachelet G., Lavesque N., de Montaudouin X., Dubois S., Pothier A., Auby I., Trut G., Lamouroux M., 2010. Ecological Quality Status of the Marennes-Oléron Bay (SW France) : inference from soft-bottom macrozoobenthos monitored in coastal and transitional waters under the E.U. Water Framework Directive (Poster). EMBS Edinburgh Symposium, 23-27 August 2010.
- Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27: 379-423.
- Short, F.T. & Wyllie-Echeverria, S., 1996. Natural and human-induced disturbances of seagrasses. *Environmental Conservation* 23: 17. 27.
- Soletchnik, P., Le Moine, O., Gouletquer, P., Geairon, P., Razet, D., Faury, N., Fouché, D. & Robert, S., 2000. Optimisation of the traditional Pacific cupped oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg) culture on the French Atlantic coastline: autumnal fattening in semi-closed ponds. *Aquaculture* 199: 73-91.
- Sornin, J.-M., 1981. Processus sédimentaires et biodéposition liés à différents modes de conchylicultures. Thèse de Doctorat, Université de Nantes, Nantes.
- Sornin, J.-M., 1984. Rôle et conséquences de la biodéposition à l'interface eau/sédiment. *Journal de Recherches Océanographiques* 9: 38-40.
- Sornin, J.-M., Feuillet, M., Héral, M. & Deslous-Paoli, J.M., 1983. Effet des biodépôts de l'huître *Crassostrea gigas* (Thunberg) sur l'accumulation de matières organiques dans les parcs du bassin de Marennes-Oléron. *Journal of Molluscan Studies*, Suppl. 12A: 185-197.
- Sornin J.-M., Feuillet M., Héral M., Fardeau J.-C., 1986. Influence des cultures d'huîtres *Crassostrea gigas* sur le cycle du phosphore en zone intertidale: rôle de la biodéposition. *Oceanologica Acta* 9:313. 322.
- Stanisière, J.-Y., Dumas, F., Plus, M., Maurer, D. & Robert, S., 2006. Caractérisation des composantes hydrodynamiques d'un système côtier semi-fermé : Le Bassin de Marennes- Oléron. DOP/LER.LER/PC/06.1059.
- Stenton-Dozey, J.M.E, Jackson, L.F. & Busby, A.J., 1999. Impact of mussel culture on macrobenthic community structure in Saldanha Bay, South Africa. *Marine Pollution Bulletin* 39: 357-366.
- Stenton-Dozey, J., Probyn, T. & Busby, A., 2001. Impact of mussel (*Mytilus galloprovincialis*) raftculture on benthic macrofauna, in situ oxygen uptake, and nutrient fluxes in Saldanha Bay, South Africa. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 58: 1021-1031.
- Struski, C. 2005. Modélisation des flux de matières dans la baie de Marennes-Oléron : Couplage de l'hydrodynamisme, de la production primaire et de la consommation par les huîtres. Thèse, Université de la Rochelle, La Rochelle, 317 pp.
- Tesson, M. 1973. Aspects dynamiques de la sédimentation dans la baie de Marennes-Oléron (France). Thèse, Université Bordeaux 1.
- Trigui, J. 2009. Influence des facteurs environnementaux et anthropiques sur la structure et le fonctionnement des peuplements benthiques du Golfe Normano-Breton. Thèse de Doctorat, Université de Paris VI, Roscoff.

AUTRES RÉFÉRENCES

- Directive 2000/60/CE du parlement européen et du conseil (2000) établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Journal officiel des Communautés européennes n° L 327 du 22.12.2000
- Décision de la Commission du 30 octobre 2008 établissant, conformément à la directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil, les valeurs pour les classifications du système de contrôle des États membres à la suite de l'exercice d'interétalonnage. JO de l'Union Européenne
- Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/CE) : Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies, 2003
- Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface
- Circulaire DCE 2006/13 relative à la désignation des masses d'eau fortement modifiées et des masses d'eau artificielles en application de l'article 11 du décret 2005-475 du 16 mai 2005 relatif aux schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux

SITES INTERNET

- **AGRESTE** : <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/>
- **Banque Hydro** : <http://www.hydro.eaufrance.fr/>
- **BD Carthage** : <http://services.sandre.eaufrance.fr/data/zonage/Hydrographie2007/>
- **Centre Régional de Documentation Pédagogique de Bretagne (CRDP)** : <http://crdp.ac-rennes.fr/crdp/services/index.php>
- **Comité National de la Conchyliculture** : <http://www.cnc-france.com/>
- **DDMA St Malo** : <http://www.bretagne.pref.gouv.fr/Structures-services/Services-departementaux/DDTM>
- **DPMA** : <http://agriculture.gouv.fr/aquaculture>
- **ENVLIT (DCE)** : http://wwz.ifremer.fr/envlit/surveillance/directive_cadre_sur_l_eau_dce
- **Eurosion** : <http://www.eurosion.org/>
- **France Agrimer** : <http://www.franceagrimer.fr/>
- **Ifremer/Laboratoire Environnement Ressources des Pertuis Charentais** : <http://www.ifremer.fr/lerpc/home.htm>
- **MIMEL** : http://www.basse-normandie.developpement-durable.gouv.fr/rubrique.php3?id_rubrique=325
- **Système d'Information sur l'Eau Adour-Garonne** : <http://adour-garonne.eaufrance.fr/>

ANNEXE

Ecological Quality Status of the Marennes-Oléron Bay (SW France): inference from soft-bottom macrozoobenthos monitored in coastal and transitional waters under the E.U. Water Framework Directive

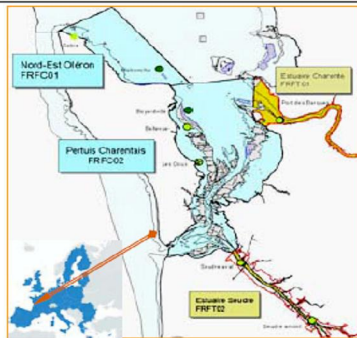


Pierre-Guy Sauriau¹, Pauline Cajeri¹, Maud Cottet², Hugues Blanchet²,
Guy Bachelet², Nicolas Lavesque², Xavier de Montaudouin²,
S. Dubois², A. Pothier³, Isabelle Auby⁴, Gilles Trut⁴,
Mélina Lamouroux⁵



¹ LIENSs, CNRS, Université de La Rochelle, ² EPOC, Université Bordeaux I, CNRS, Station Marine d'Arcachon,
³ Ifremer, DYNECO/VIGIES Nantes, ⁴ Ifremer, LER Arcachon, ⁵ Agence de l'Eau Adour-Garonne, Bordeaux, France

Study site and sampling stations



The E.U. Water Framework Directive was implemented within the Marennes-Oléron Bay, which includes one coastal water (Pertuis Charentais) and is surrounded by one coastal (North-East Oléron) and two transitional waters (Charente and Seudre estuaries). From 2006 to 2009, soft-bottom macrofauna surveys were performed in spring and/or autumn for coastal and transitional waters in order to assess the Ecological Quality Status (EcoQs) of their sandy to muddy habitats. Sampling was carried out using a Van Veen grab for subtidal areas and a 0.1 m² core for intertidal areas that include *Zostera (Zosterella) noltii* beds, and was based on five replicates sieved on a 1 mm² mesh at each station.

Biotic indices

Species richness and abundance data were analysed through the use of biotic indices such as M-AMBI⁽¹⁾ in coastal waters and a modified version of MISS⁽²⁾ i.e. MISS-TW⁽³⁾ in transitional waters.

⁽¹⁾ Muxika I., Borja A. & Bald J., 2007. Mar. Pollut. Bull. 55; ⁽²⁾ Lavesque N., Blanchet H. & de Montaudouin X., 2009. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 368
⁽³⁾ Blanchet et al., 2010. ICES Annual Science Conference, 20-24 September 2010, Nantes, France

Coastal Waters

M_AMBI is based on: AMBI, H' and S

* Bad conditions: 6,0,1

* Reference conditions: 1/4/58 in subtidal areas (Malconche, Boyardville); 1/4/35 for intertidal areas (Les Doux), 1/3.5/15 for exposed intertidal sands (Bellevue)

* EcoQ: [0-0.2] [0.2-0.39] [0.39-0.53] [0.53-0.77] [0.77-1]

Transitional Waters

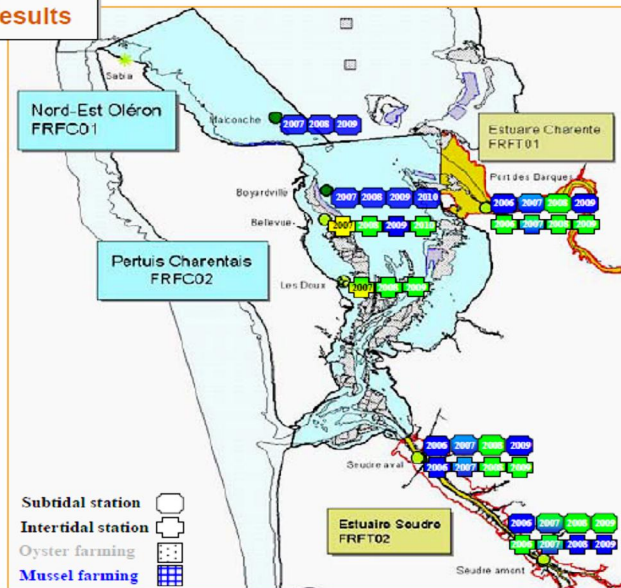
MISS_TW is based on: N (ind.m⁻²), H', J', ES(20), AMBI, ITI, % Sensible Amphipoda, %Bivalvia, %Polychaeta.

* Bad conditions: if data < percentile 5 or > percentile 95

* Reference conditions: Polyhaline sheltered muds, sandy muds to muddy sands (Charente, Seudre)

* EcoQ: [0-0.2] [0.2-0.4] [0.4-0.6] [0.6-0.8] [0.8-1]

Results



Whatever the seasons and years, all EcoQs of coastal waters were high for subtidal habitats at Malconche and Boyardville. EcoQs were moderate (spring 2007) or good (2008-2009) for sheltered *Zostera (Zosterella) noltii* beds at Les Doux, and varied from moderate (2007) to good or high (2008 to 2010) for exposed intertidal sandflats at Bellevue.

EcoQs of transitional waters were good to high all along the Seudre estuary, where species richness of benthic assemblages are similar to those of coastal waters. Within the Charente estuary, EcoQs varied from high to good at Port des Barques in the polyhaline zone to moderate to poor within the mesohaline zone (ONEMA data not shown). Low ecological statuses in the mesohaline zone of the Charente estuary are linked to low species richness and abundance of benthic assemblages seasonally influenced by high turbid waters (> 1 g L⁻¹) from the maximum turbidity zone. Human pressures in the Charente watershed are mostly due to agricultural, urban and harbour activities.

Shellfish farming of oysters *Crassostrea gigas* and blue mussels *Mytilus edulis* within the Pertuis Charentais (grey and blue shaded areas, respectively) may add additional stressors to neighbouring intertidal benthic assemblages due to loads of organic enriched biodeposits.



45 Edinburg

23-27 August, 2010

We would like to thank F. Aubert, V. Bouchet, J.-F. Breilh, M. Bréret, M. Chenoun, F. Cramet, B. Dumeau, S. Ehlinger, C. Geimer, D. Grulois, M. Jouan, M. Jousseume, N. Lachaussée, A. Lafon, D. Leguay, S. Le Noc, F. Lepareur, N. Malet, S. Olivier, V. Ottman, F. Paticat, P. Perrichon, C. Pfeiffer, A. Pichon, Ph. Pineau, R. Prud'homme, M. Sauriau, F. Sauriau, C. Tronche, J. Thomas, C. Vignat and M. Vigneau for their technical assistance in the field and laboratory works.

This study was financially supported by Agence de l'Eau Adour-Garonne, Ifremer, ONEMA, CNRS and Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer (MEEDDM).