Défi MOREST

Mortalités estivales de l'huître creuse *Crassostrea gigas.*

Caractérisation des facteurs de risques associés au mortalités estivales

Synthèse du thème I

Évaluation des risques dans les écosystèmes conchylicoles

(La Rochelle 14-15 mars 2006)

Projet cofinancé par :

Caractérisation des facteurs de risques associés au mortalités estivales

Synthèse du thème I

Évaluation des risques dans les écosystèmes conchylicoles

2000 - 2005

Michel Ropert, Joseph Mazurié, Édouard Bédier, Florence Le Coz & Patrick Soletchnik

Contributeurs : **Frédéric Blouin ; Vincent Bouchet ; Jean François Bouget ; Pierre-Gildas Fleury ; Céline Garcia ; Philippe Geairon ; Karine Grangeré ; Joel-Radford Knoery ; Aimé Langlade ; Sébastien Lefebvre ; Pascale Malestroit ; Nathalie Malet ; Pierre Misko ; Dominique Munaron ; Françoise Quiniou ; Fabienne Rauflet ; P.G. Sauriau ; Caroline Struski ; Bernard Sylvand (GEMEL) & Météo France.**

Coordinateur du programme : J.F. Samain

Projet cofinancé par :

Organisation du thème :

1. Introduction 1

1.1. Surveillance des mortalités de bivalves au niveau national 1

1.2. Analyse historique des mortalités en France 2

1.3. Mortalités sur les sites atelier de MOREST 4

1.3.1. Localisation des sites ateliers 4

1.3.2. Caractérisation des sites ateliers 4

1.3.3. Mortalités des cheptels de Crassostrea gigas mis en élevage sur les 3 sites atelier 5

1.4. Les objectifs du thème I 7

2. Le risque thermique 9

2.1. Caractéristiques thermiques des sites ateliers 9

2.2. Dynamique thermique et mortalités 10

2.3. Résumé 11

3. Le risque "pluviométrie" 13

3.1. A l'échelle nationale 13

3.2. Pour les sites atelier 15

3.2.1. Relations mortalité et pluviométrie 15

3.2.2. Relation mortalité et débits des rivières. 17

3.2.3. Relation entre mortalités et salinité (à "pleine mer") 18

3.2.4. Modèles hydrodynamiques et dessalure sur les sites ostréicoles 18

3.3. Résumé 20

4. Le risque trophique 21

4.1. Relation entre mortalité et ressource trophique (aspect quantitatif) 22

4.1.1. A l'échelle nationale 22

4.1.2. A l'échelle régionale 24

4.1.3. Sur les sites atelier 25

4.2. Relation entre mortalité et ressource trophique (aspect qualitatif) 26

4.2.1. Diversité des cortèges phytoplanctoniques 26

4.2.2. Changements qualitatifs au niveau des sites ateliers 27

4.2.3. Les cas avérés de toxicité d'algues vis à vis des huîtres 28

4.3. Résumé 29

5. Le risque sédimentaire 31

5.1. Introduction 31

5.2. Le risque sédimentaire sur les sites atelier 32

5.3. Études liées à la chimie du sédiment sur les sites atelier 35

5.4. Résumé 37

6. Discussion conclusion 39

6.1. Variabilité spatiale et temporelle des risques environnementaux étudiés 39

6.2. le risque thermique 40

6.3. Le risque pluviométrie 40

6.4. le risque trophique 43

6.5. le risque sédimentaire 44

6.6. Analyse d'un risque environnemental "combiné" (ou "multicausal") 46

6.6.1. Schéma d'interaction 46

6.6.2. Mortalités des cheptels de 1 an versus 2 ans 47

7. Bibliographie 49

8. Liste des illustrations ..... Erreur ! Signet non défini.

8.1. Figures : ..... **Erreur ! Signet non défini.**

8.2. Tableaux : ..... **Erreur ! Signet non défini.**

1. Introduction

L'objectif de ce thème est de préciser les relations entre Mortalités et Environnement, en déclinant cette relation à travers les "risques environnementaux" caractérisés depuis le début du programme MOREST. La température, les bassins versant et/ou l'eau douce, la ressource trophique, le compartiment sédimentaire, autant de facteurs impliqués directement ou indirectement dans les processus de mortalités de *Crassostrea gigas*. Ces facteurs d'influence "externe" sont étudiés à différentes échelles d'espace ("nationale", "régionale", "sites") et de temps (annuelle, mensuelle, bimensuelle, journalière, horaire, infra horaire) en s'appuyant sur des données issues de bases institutionnelles (REMORA[1], REPHY[2], METEO-FRANCE) et sur les résultats de terrain obtenus depuis le début du programme MOREST sur les 3 sites ateliers (Marennes Oléron, Rivière d'Auray, Baie des Veys)

La génétique, à travers les familles "R" et "S" testées, contribue pour 46% à la variabilité de la réponse mortalité (Dégremont, *et al.*, 2005). L'analyse des réseaux (REMORA – REPHY), montre que maturation et croissance (facteurs internes à l'huître) expliquent environ 15 - 20% de la variabilité associée à la de la mortalité (Fleury, com. pers.). Ainsi, dans les schémas d'interactions complexes qui conduisent aux mortalités, une place importante est laissée aux facteurs environnementaux identifiés clairement dans une interaction "familles – sites" (Dégremont, *et al.*, 2005). Fort reste à faire pour préciser les risques que représentent ces facteurs environnementaux au niveau des écosystèmes conchylicoles, et en particulier, vis à vis de la survie (ou mortalité) estivale des cheptels.

1.1. Surveillance des mortalités de bivalves au niveau national

Deux réseaux nationaux, en place depuis le début des années 90, permettent de surveiller et mesurer la mortalité dans les différents secteurs ostréicoles français :

(1) le "REPAMO" : réseau de surveillance de la santé des mollusques bivalves (Garcia, *et al.*, 2003). Les mortalités de mollusques y sont considérées "anormales" si elles affectent plus de 15 % d'un stock dans un intervalle maximal de 15 jours. L'étude des mortalités anormales dans le cadre du réseau REPAMO correspond donc à une surveillance passive dont l'objectif est d'identifier des causes pathologiques ou hypothèses infectieuses.

Ces deux dernières années, la fréquence de détection d'OsHV-1 (Herpes virus), lors des déclarations de mortalité anormales, a été de l'ordre de 40 à 60%, alors qu'elle était de l'ordre de 20% antérieurement. Cette augmentation de fréquence de détection s'explique (1) par la réorganisation interne du réseau en 2002, (2) par une meilleure réactivité des professionnels lors de mortalités anormales, (3) par la mise en place de nouvelles techniques diagnostiques lors de mortalités, (4) peut être par une augmentation de prévalence de l'herpès-virus. En 2005, seulement 21 évènements mortalités ont fait l'objet de déclarations.

(2) Le réseau "REMORA" est un réseau de suivi des rendements aquacoles de l'huître creuse *Crassostrea gigas,* dans les différents écosystèmes conchylicoles français, développé depuis 1993[3] (Fleury, *et al.*, 2001). Il a permis de suivre la mortalité saisonnière des huîtres creuses, de 1993 à 2003 pour les huîtres de 2 ans, et de 1995 à 2003 pour les 1 an, sur une trentaine de sites couvrants les principales zones ostréicoles du littoral français[4]. Les mortalités les plus élevées sont les mortalités estivales chez les huîtres de 1 an, et printanières et estivales chez les huîtres de 2 ans.

---

[1] http://www.ifremer.fr/remora/

[2] http://www.ifremer.fr/envlit/

3 Fleury, P. G., F. Ruelle, S. Claude, H. Palvadeau, S. Robert, F. Amico, C. Vercelli et J. M. Chabiran (1998).French monitoring network for oyster growth; results from national stations, 1997 IFREMER, La Trinite-sur-mer (France) DRV/RA. IFREMER Rapp. Interne DRV/RA/RST/98-16/Trinite Mer. 41 p.

[4] Thau est exclu de l'analyse car la classe d'âge 1 an n'y est pas représentée.

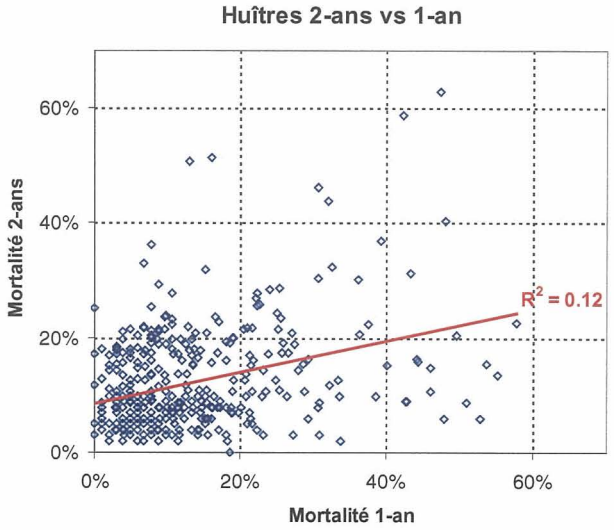


Figure 1: Mortalité comparée des huîtres de 1 et 2 ans par années (REMORA)

Entre les mortalités d'huîtres de 1an et celles de 2 ans (Figure 1), il existe une corrélation significative ($P<0.0001$) mais faible ($R^2=0.12$). Des écarts importants entre les deux classes d'âge peuvent correspondre à des surmortalités d'huîtres de 1 an (notamment Marennes Oléron et les années les plus récentes), ou à des surmortalités d'huîtres de 2 ans (en particulier l'année 1999 et les sites de Baie des Veys et de Pen Bé).

Le réseau "REMORA" quantifie ainsi des mortalités estivales qui atteignent ou dépassent fréquemment 30%, selon les sites et les années. Le réseau "REPAMO" qualifie des mortalités estivales (déclarées) avec, dans 40-60% des cas de déclaration, une infection par virus ou parasite (résultats 2004, 2005), mais sur la base de quelques déclarations par an sur l'ensemble du littoral français (eg 21 en 2005). Le caractère très spécifique des objectifs des deux réseaux REPAMO et REMORA rend difficile leur interconnexion et, de ce fait, ne permet pas de s'appuyer sur eux pour une vision "épidémiologique" de la mortalité.

1.2. Analyse historique des mortalités en France

En France où *Crassostrea gigas* est cultivée depuis la fin des années 1970, des mortalités significatives (> 30 %) ont eu lieu en 1976-77 dans le Bassin de Marennes Oléron (Parache, 1989), puis en 1982-83 sur le bassin d' Arcachon (Maurer, *et al.*, 1986); en 1988 et juin 1993 dans le bassin de Marennes Oléron , en 1994 - 95 sur plusieurs sites de Bretagne Sud (Goulletquer, *et al.*, 1998) et en 1998, 2000 et 2001 en Baie des Veys.

Un bon "panorama" des mortalités de *Crassostrea gigas* en France depuis 10 ans et pour deux classes d'age, est obtenu en exploitant les données de la base REMORA. Ainsi, la Figure 2 exprime la mortalité en fonction du site (zone ostréicole) ou de l'année d'élevage, pour les deux classes d'age d'huîtres (1 et 2 ans), chaque année depuis 1993 (classe 2 ans) et 1995 (classe 1 an).

La variance expliquée par le facteur année représente 74% pour la classe d'âge 2 ans et seulement 30% pour les "1 an" (Tableau 1). A l'inverse, l'effet site est plus important pour les "1 an" (58% de la variance expliquée) que pour les "2 ans" (19% seulement).

Ainsi, les mortalités semblent déterminées par des facteurs environnementaux sans doute différents selon les 2 classes d'âge : à variation plutôt spatiale (spécificité des bassins..) pour le "1 an", et temporelle (météorologie..) pour le "2 ans".

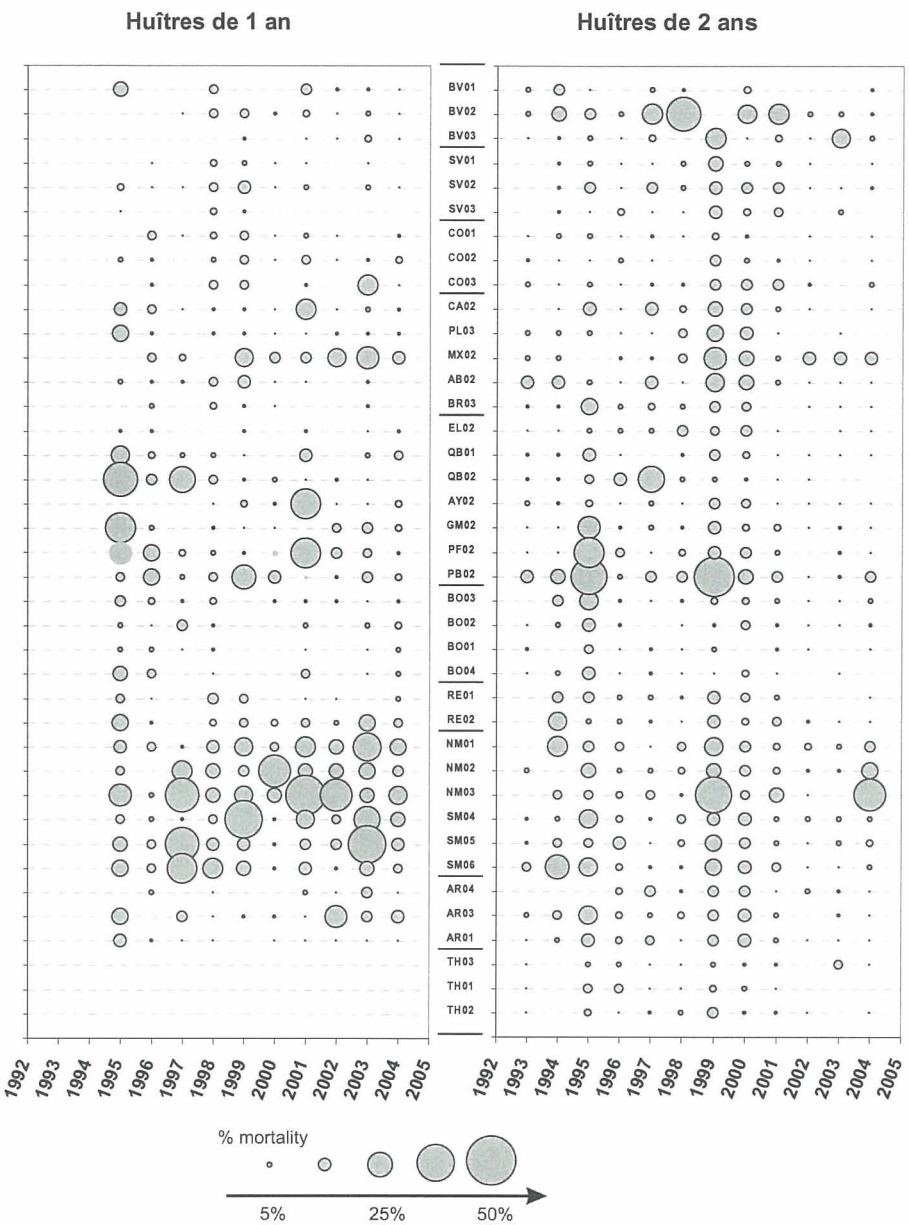


Figure 2. Taux de mortalités des huîtres de 1 an et de 2 ans le long du littoral françaises entre 1995 et 2004 (1 an) et 1993 et 2004 (2 ans). Régions : Baie des Veys (BV), Saint Vaast-La-Hougue (SV), Côte Ouest Cotentin (CO), Baie de Cancale (CA), Paimpol (PL), Morlaix (MX), Aber Benoit (AB), Rade de Brest (BR), Rivière d'Etel (EL), Baie de Quiberon (QB), Rivière d'Auray (AY), Golfe du Morbihan (GM), Baie de Penerf (PF), Pen-Bé (PB), Baie de Bourgneuf (BO), Île de Ré (RE), Nord Marennes Oléron (NM), Sud Marennes Oléron (SM), Bassin d'Arcachon (AR), Etang de Thau (TH).

Tableau 1 : Analyses de variance: moyenne, probabilité et variance expliquée pour les deux modèles étudiés : mortalités des huîtres de 1an et 2ans.

Age	Source	*df*	Mortalité moyenne	*P* value	Variance expliquée (%)
1 an	année	8	0.071	< 0.001	30.3
	Site	15	0.136	< 0.001	58.1
	Année x Site	120	0.016	< 0.01	6.8
	Erreur	132	0.011		4.7
2 ans	Année	9	0.215	< 0,001	74.7
	site	17	0.056	< 0,001	19.4
	année x Site	153	0.011	< 0,001	3.8
	Erreur	183	0.006		2.1

1.3. Mortalités sur les sites atelier de MOREST

1.3.1. Localisation des sites ateliers

les trois sites ateliers du programme MOREST sont situés en Manche pour la Baie des Veys et sur la façade atlantique pour le site de la Rivière d'Auray (Bretagne sud) et le site de Perquis (sud du Bassin de Marennes Oléron) (Figure 3).

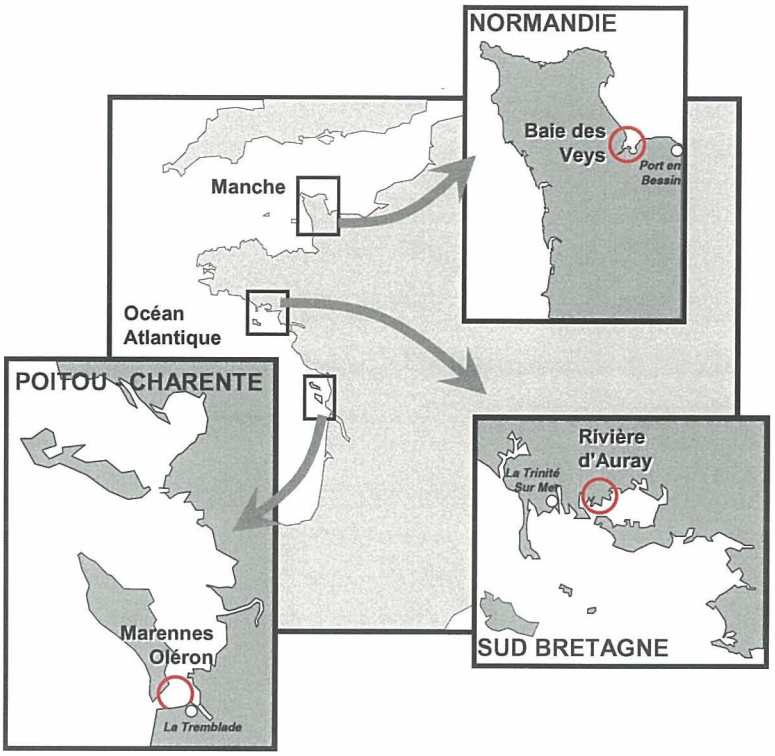


Figure 3. Les trois sites atelier du programme : la Baie des Veys en Manche (BDV) ; la Rivière d'Auray en Bretagne Sud (RA) et le bassin de Marennes Oléron en Poitou Charente (BMO)

1.3.2. Caractérisation des sites ateliers

Les caractéristiques socio économiques des 3 sites ateliers sont les suivantes :

- La Baie des Veys[5] se caractérise par une production annuelle comprise entre 8700 et 10 200 tonnes, couvrant une surface d'environ 160 ha. Bassin sous influence estuarienne, sa réputation en fait un site d'engraissement très performant. Le cycle court (1 à 2 ans) est le plus pratiqué. Plus de 80 % de la biomasse en élevage est de taille commerciale en Baie des Veys (Kopp, com. pers.). Cette spécificité d'élevage, en "flux tendu" sur un nombre de mois limité, présente une force sur le plan socio-économique. Elle peut parfois se révéler d'une grande "fragilité" pour les entreprises concessionnaires. Ainsi, lorsqu'en 2000 et 2001, une importante crise de mortalités vient frapper ce bassin, le préjudice économique devient très vite important. Géographiquement, la Baie des Veys, d'une surface de 37 km², se situe à la confluence de quatre courts d'eau (Vire et Aure à l'Est et Douve et Taute à l'Ouest) qui drainent un bassin versant d'environ 3 500 km², illustrant par là même la prédominance du caractère et des influences estuariennes au sein de cet écosystème. En prenant en compte des débits annuels moyens de rivières, le temps de résidence des masses d'eau est de 4-5 jours, et le temps de renouvellement de 7 jours (Grangeré, com. pers.). Sur le plan bathymétrique, les concessions d'élevage du site atelier (zone de Gefosse) se localisent à une hauteur d'eau moyenne de 3,2 m, ce qui, pour un marnage d'environ 8m, représente une durée d'immersion moyenne des huîtres de 65%.
- La « rivière » d'Auray (appellation locale pour une ria marine) représente la partie ouest du Golfe du Morbihan, cette baie parsemée d'îlots ouverte sur l'océan par un goulet de

[5] http://www.ifremer.fr/littoralbasnormand/

900 m de large. Le plan d'eau couvre une surface de 115 km² et occupe un volume moyen de 510 millions de m^3 (profondeur moyenne de 4,40 m) en marée moyenne. La rivière d'Auray elle-même représente 11,75 millions de m³, qui se mélangent partiellement avec l'eau du Golfe. Le marnage y est compris entre 4,5 m (au fond) et 5 m (à l'entrée). Les mouvements de marée occasionnent un renouvellement de 50% de l'eau du Golfe en 10 jours (20 marées). L'exposition aux influences terrigènes se fait au travers de bassins versants de surface modérée (800 km²), dont les deux principaux débouchent en rivière d'Auray : le Loch (232 km², et un débit compris entre 0,7 l'été, et 4,6 $m^3 s^{-1}$ l'hiver) et le Sal (94 km²). Les larges surfaces intertidales (1/3 de la surface totale) ont permis à l'ostréiculture de se développer, sur l'huître plate puis l'huître creuse, d'abord au sol, puis de plus en plus en surélévation. 4500 tonnes d'huîtres sont produites annuellement sur une surface concédée de 1635 ha. La rivière d'Auray est consacrée principalement au « demi-élevage » (huîtres entre 6-9 mois et 18-21mois). C'est la partie du Golfe du Morbihan où les professionnels signalent le plus de mortalités de naissains, notamment depuis une dizaine d'années (Retif, com. pers.).

- Le Bassin de Marennes Oléron a une production annuelle comprise entre 35 000 et 50000 tonnes pour une biomasse en élevage de 80 000 – 100 000 tonnes. Cette zone ostréicole, premier secteur en France est un site "reproducteur". Le cycle d'élevage y est complet : captage de naissain, pré grossissement, grossissement et affinage en claires. La zone ostréicole de parc en activité représente environ 1800 ha, et les claires d'affinage environ 2 500 ha. Si ce bassin de production est le premier de France en volume de production, sa forte charge en filtreurs (huîtres en élevage et bivalves compétiteurs), le rend peu performant en croissance, et le cycle de production d'une huître commerciale dure souvent 4 ans. Cette "spécificité" rend ce site plus "insensible" aux épisodes de mortalité d'huîtres qui frappent essentiellement le naissain. Ce bassin, limité au nord et au sud par les pertuis d'Antioche et de Maumusson, a une superficie totale de 190 km^2 (Le Moine com. pers.). Formé à l'Est par le "continent" et à l'Ouest par l'île d'Oléron, il connaît un hydrodynamisme complexe et changeant se traduisant par des temps de résidence des masses d'eau comprises entre 7-12 jours dans la partie centrale du bassin au niveau des parcs ostréicoles; tombant à 1-3 jours seulement dans le sud du bassin (zone de goulet et site atelier de Perquis) (Struski, 2005). Il est irrigué au Nord-Est par la Charente et au Sud par la Seudre. Le bassin versant de la Charente représentent environ 10 000 Km². Ainsi les rapports entre le bassin versant et la surface du Bassin de Marennes Oléron puis entre le bassin de Marennes Oléron et les surfaces d'élevage sont-ils respectivement d'environ 52 et 11 (soit un rapport de 550 entre le bassin versant et la surface en élevage). La hauteur d'eau moyenne du site atelier (Banc de Perquis) est de 3,2 m et le temps d'immersion moyen d'environ 60%.

1.3.3. Mortalités des cheptels de Crassostrea gigas mis en élevage sur les 3 sites atelier

La mortalité des juvéniles est comprise entre 4-20 % sur les sites de la Baie des Veys et du bassin de Marennes Oléron (Tableau 2, Figure 4). La mortalité est comprise entre 8-43 % sur le site d'Auray. Pour les adultes (> 1an), le bassin de Marennes Oléron présente le niveau le plus faible (4-22 %). Sur les deux autres sites de l'étude, la mortalité cumulée peut dépasser 40% certaines années.

Ainsi :

(1) Auray peut présenter tout à la fois de forts taux de mortalité pour les juvéniles et les adultes; La Baie des Veys est plutôt marquée par des mortalités d'adultes, et Marennes par des mortalité de "juvéniles".

(2) Sur tous les sites, la variabilité interannuelle est très élevée et résulte tout à fois de la variabilité climatique (conditions générales à l'échelle annuelle), hydrologique (locale) et génétique (des lots en élevage).

Cette dispersion des résultats va dans le sens tout à la fois d'une forte variabilité interannuelle et d'une interaction lot – environnement importante, montrée par ailleurs lors de l'étude de la mortalité des familles génétiques en première année sur les trois sites atelier de MOREST. (Dégremont, *et al.*, 2005).

Tableau 2 : mortalités estivales des cheptels diploïdes (captage naturel ou d'écloserie) en élevage sur les trois sites atelier entre 2000 et 2005 dans le Bassin de Marennes Oléron, en Rivière d'Auray et en Baie des Veys.

	Bassin Marennes Oléron				Rivière d'Auray				Baie des Veys			
	Juvéniles (<1an)		*Adultes (> 1 an)*		*Juvéniles (<1an)*		*Adultes (> 1 an)*		*Juvéniles (<1an)*		*Adultes (> 1 an)*	
Année	*MOREST*	*REMORA*	*MOREST*	*REMORA*	*MOREST*	*REMORA*	*MOREST*	*REMORA*	*MOREST*	*REMORA*	*MOREST*	*REMORA*
2000	*nd**	**6.9**	**19.0**	**21.7**	*nd**	**19.0**	*nd**	**9.0**	**10.6**	**5.0**	**15.7**	**26.2**
2001	*nd**	**21.0**	**10.0**	**13.6**	**23.2**	**45.0**	*nd**	**11.6**	**18.7**	**15.0**	**41.1**	**29.0**
2002	*nd**	**7.9**	**18.0**	**4.9**	**15.6**	*nd**	**9.1**	*nd**	**8.5**	**12.0**	**18.2**	**9.8**
2003	*nd**	**21.7**	**11.0**	**4.9**	**49.8**	*nd**	**9.9**	*nd**	**4.2**	**11.0**	**7.7**	**7.9**
2004	*nd**	**19.0**	**5.0**	**10.6**	**38.3**	**32.0**	**24.5****	**10.9**	*nd**	**7.9**	**8.6**	**5.5**
2005	*nd**	**4.0**	**4.0**	**6.0**	**51.2**	**47.0**	**42.6****	**7.8**	*nd**	**5,37**	**4.6**	**8,5**

* : non déterminé ** : Lots expérimentaux MOREST ((R & S)

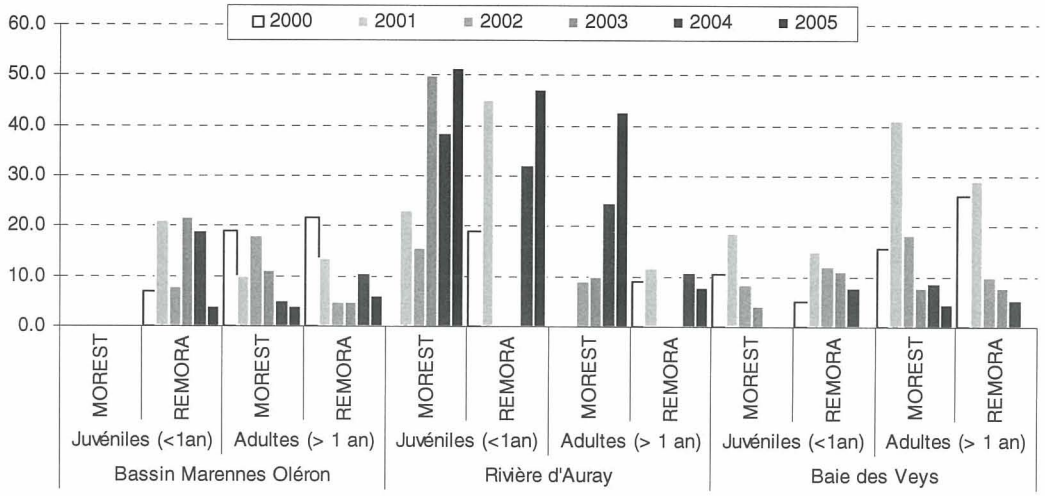


Figure 4. Mortalités estivales des cheptels diploïdes (captage naturel ou d'écloserie) en élevage sur les trois sites atelier entre 2000 et 2005 dans le Bassin de Marennes Oléron, en Rivière d'Auray et en Baie des Veys.

Le suivi interannuel des mortalités en Baie des Veys[6] montre que le taux de mortalité journalier (%.j^{-1}) constitue un excellent indicateur des périodes et du niveau des mortalités estivales (Figure 9). L'amplitude du signal enregistré permet aujourd'hui de considérer qu'en dessous d'un taux de 0,1%.j^{-1}, le signal peut être considéré comme normal (bruit de fond). Le franchissement de ce seuil se traduit systématiquement par un bilan de pertes significatif en fin de période estivale (en 2001 les pertes enregistrées ont atteint 60 % dans certains secteurs de la baie). A contrario, l'année 2005 se distingue des cinq précédentes par un signal constamment inférieur au seuil de 0,1%.j^{-1}.Au cours de cette dernière année, la mortalité estivale peut être considérée comme négligeable en regard du cycle annuel d'élevage.

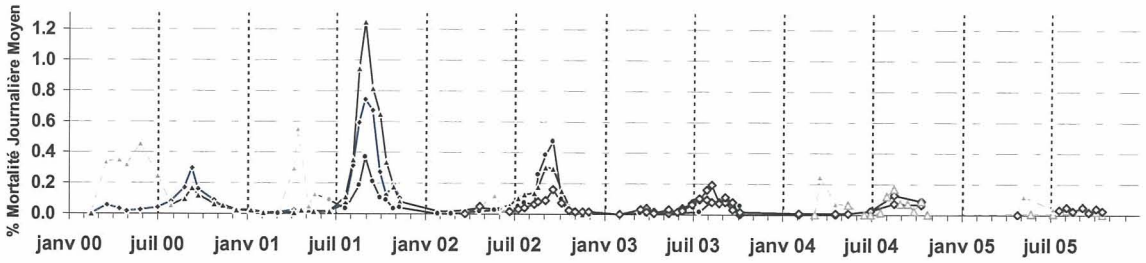


Figure 5 : taux journaliers de mortalités (%.j^{-1}) observés en Baie des Veys au cours du programme MOREST entre 2000 et 2005 (cf.Tableau 2 pour les bilans cumulés)

[6] Depuis 2000, le suivi de la dynamique spatiale (6 stations ateliers) et temporelle (suivi mensuel à bimensuel) de la mortalité de différentes classes d'âge (naissain, 18 mois, Adultes) d'huîtres "standards" (représentatives des cheptels professionnel) est réalisé par les équipes du LERN et de l'Université de Caen (Programme SUMO de MOREST)

1.4. Les objectifs du thème I

Parmi les paramètres environnementaux pouvant exercer une influence sur la mortalité apparaissent en premier lieu : la température et la ressources trophique qui constituent les deux variables essentielles des modèles biologiques de bivalves. Le modèle de mortalité "plat-table" étudié dans le sud du Bassin de Marennes Oléron désigne le sédiment comme un troisième facteur de risque (Soletchnik, *et al.*, 1998; Soletchnik, *et al.*, 2005) . Enfin, la pluviométrie par ses effets de lessivage et d'apport en provenance des bassins versants constitue un quatrième facteur de risque pris en compte dans cette étude.

L'objectif du thème I est d'étudier la relation entre la mortalité et ces "facteurs de risque" rencontrés "in situ"[7] : température, ressource trophique, apports liés aux bassins versants et sédiment. L'objectif n'est pas de décrire le fonctionnement "normal" d'une huître ou d'un écosystème estuarien (chaîne trophique et autre), mais d'évaluer et de hiérarchiser ces facteurs de risque, à différentes échelles de temps et d'espace, impliquant des processus physiques, chimiques ou biologiques. Ces processus sont ensuite analysés dans les autres thèmes du Défi MOREST.

[7] Les risques environnementaux relevant de causes pathogènes ou écotoxicologiques ne sont pas du ressort de cette partie du travail, mais seront développés, par la suite, dans les autres thèmes du programme.

2. Le risque thermique

Même si des conditions extrêmes de température ont parfois été relevées lors d'épisodes de mortalité de *Crassostrea gigas* (Koganezawa, 1975; Mackin, 1961; Ventilla, 1984), il n'en demeure pas moins que cette espèce est largement reconnue pour son excellente tolérance vis à vis des conditions du milieu (dont la température). Ces qualités majeures ont été déterminantes pour placer cette espèce en "leader" mondial de la production d'huîtres (Grizel, 1988; Smith, *et al.*, 1986).

2.1. Caractéristiques thermiques des sites ateliers

Dès le début du travail de terrain (2000), la température a fait l'objet d'un suivi haute fréquence sur l'ensemble des sites ateliers dès leur instrumentation respectives. Pour s'affranchir des variations locales et journalières liées à l'exondation à basse mer, la température moyenne des masses d'eau de mer durant 2 heures à pleine mer a été retenue comme critère de caractérisation thermique des trois écosystèmes. Globalement, l'amplitude thermique saisonnière est la plus élevée dans le bassin de Marennes Oléron, suivi de la Rivière d'Auray alors que la Baie des Veys se distingue par les écarts les plus faibles (plus doux en hiver et plus frais l'été).

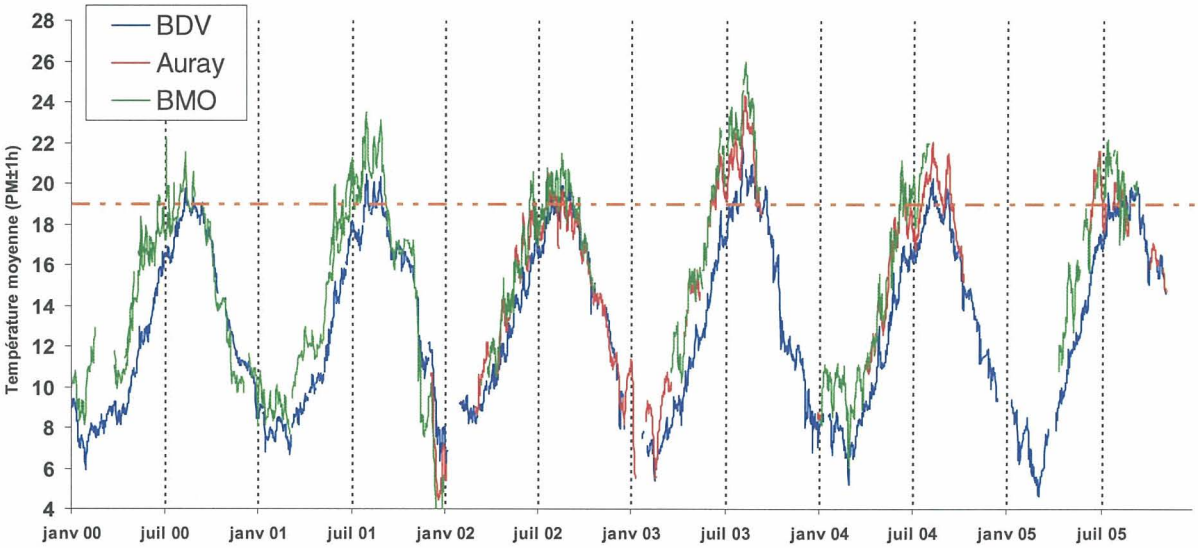


Figure 6 Profils thermiques (Température Moyenne à pleine mer ± 1h) sur les 3 sites ateliers de MOREST entre 2000 et 2005

En référence au bassin de Marennes Oléron (le plus rapide à se réchauffer au printemps), la Baie des Veys accuse un retard thermique de l'ordre de 2 à 3°C, avec un maximum au mois de juin (Figure 6). Une tendance similaire, mais moins marquée, caractérise le site de la Rivière d'Auray (écart maximum de 1,5°C en juillet-août). A partir du mois d'août, ces écarts se réduisent pour quasiment s'annuler au mois d'octobre. La Baie des Veys (Manche) présente donc une inertie thermique printanière plus importante que les sites de la façade atlantique. La rivière d'Auray se caractérise comme un écosystème intermédiaire, similaire à Marennes Oléron durant le printemps puis s'en distinguant au cours de l'été pour se rapprocher de la Baie des Veys en septembre.

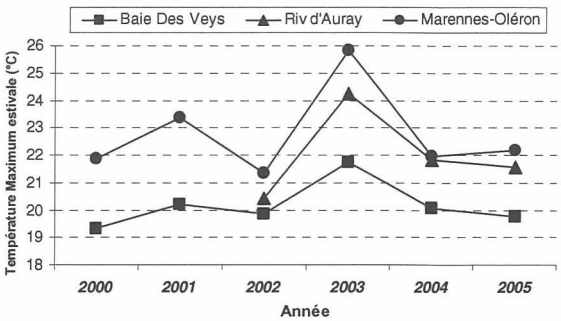


Figure 7. Illustration de la variabilité interannuelle de la température maximum des masses d'eau (moy. ± h PM) sur les trois sites ateliers de MOREST entre 2000 et 2005

Si les dynamiques de réchauffement printanier présentent des différences marquées entre les trois sites ateliers, on retrouve cependant, a une échelle interannuelle, une grande similarité dans la variabilité du signal (Figure 7)

2.2. Dynamique thermique et mortalités

L'étude descriptive sur les 6 années d'étude (2000-2005) permet de mettre en parallèle la dynamique saisonnière de la température des masses d'eau (moy ± 1h PM) et l'observation des périodes de mortalités estivales sur les trois sites ateliers (Figure 8).

(Site de la Rivière d'Auray non renseigné en 2000)

(Site de la Rivière d'Auray non renseigné en 2001)

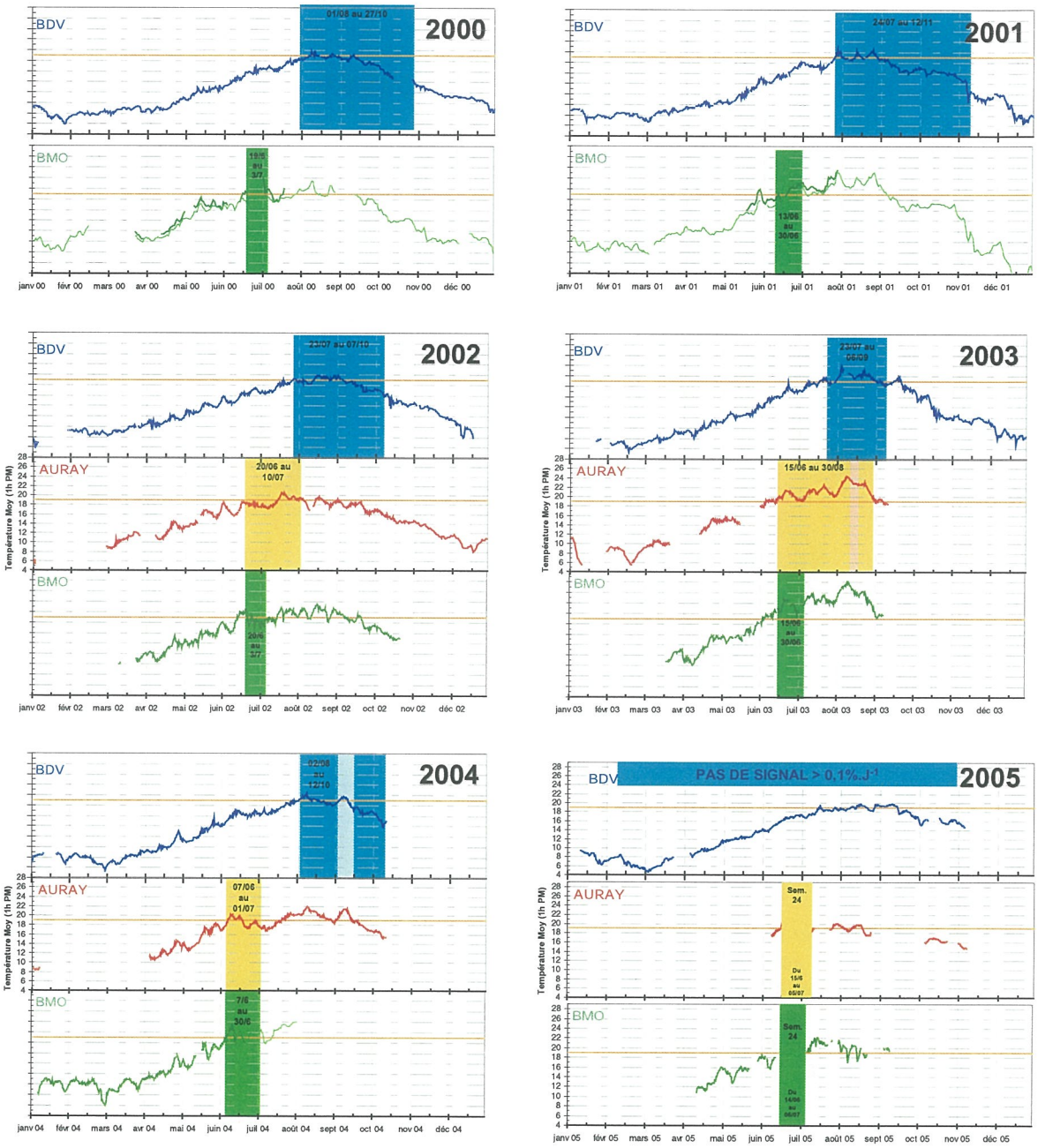


Figure 8: Relation entre température et périodes de mortalités sur les 3 sites ateliers : Baie de Veys (BDV), Rivière d'Auray (Auray) et le Bassin de Marennes Oléron (BMO) de 2000 à 2005. Le trait horizontal orange représente le seuil thermique de 19°C, zones colorées caractérise les périodes d'expression de la mortalité sur le terrain.

Si la durée des périodes de mortalités peut présenter des différences significatives d'une année sur l'autre au sein de chaque bassin, le déclenchement du phénomène, tant à l'échelle des sites qu'à celle des années, se synchronise de manière remarquable avec la dynamique thermique. Le retard d'un mois à un mois et demi, systématiquement observé dans le déclenchement des mortalités en Baie des Veys par rapport à Marennes Oléron et à la Rivière d'Auray, est à mettre en relation avec le décalage thermique mis en évidence au niveau des masses d'eau. Hormis en 2005, où aucun

signal significatif n'a été enregistré en Baie des Veys, un lien étroit relie la température de 19°C et le déclenchement des premières mortalités (Tableau 3)

Tableau 3 : Températures moyenne des masses d'eau (PM ± 1h) observées au déclenchement des mortalités entre 2000 et 2005 (en regard des températures maximum estivales observées sur les 3 sites ateliers

Température moyenne des masses d'eau journalière

	BDV		Auray		BMO	
	T° début de mortalités	T° max Estivale	T° début de mortalités	T° max Estivale	T° début de mortalités	T° max Estivale
2000	18.9 °C	*19.3 °C*			19.5 °C	*22.2 °C*
2001	18.7 °C	*20.2 °C*			18.6 °C	*23.5 °C*
2002	18.2 °C	*19.8 °C*	18.6 °C	*20.4 °C*	19.9 °C	*21.3 °C*
2003	19.5 °C	*21.7 °C*	19.3 °C	*24.2 °C*	19.6 °C	*25.8 °C*
2004	18.8 °C	*20.1 °C*	18.9 °C	*21.8 °C*	18.9 °C	*22.0 °C*
2005	nd	*19.8 °C*	18.6 °C	*21.6 °C*	18.0 °C	*22.2 °C*
moyenne	**18.8 °C**		**18.9 °C**		**19.1 °C**	
	18.92 °C					

(*) mesure à 15 cm du sédiment

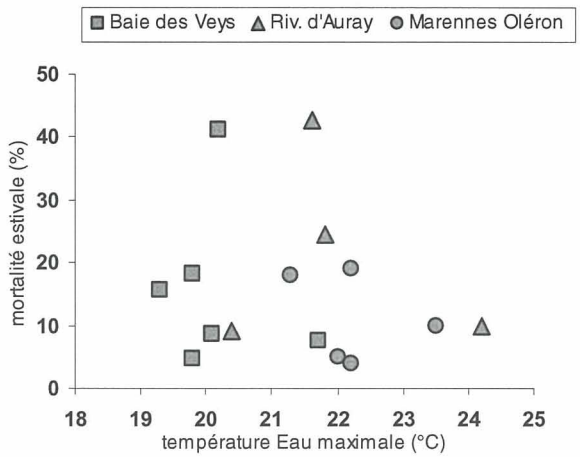


Figure 9 : mortalité estivale des cheptels de plus de 18 mois sur les trois sites ateliers en fonction de la température maximale de l'eau (moy ± 1 h PM) atteinte au cours de l'été (2000-2005 pour Baie des Veys et bassin de Marennes Oléron , et 2002-2005 pour Rivière d'Auray).

Il n'existe pas de relation entre la température maximale atteinte dans la colonne d'eau sur les trois sites atelier, et le niveau de mortalité estivale des huîtres de plus de 18 mois sur ces trois même sites (Figure 9).

La situation particulière de 2005 (absence de mortalités significatives en Baie des Veys) (Tableau 2 & Figure 5) permet également de montrer que si les mortalités semblent systématiquement associées au seuil thermique des 19°C, la réciproque n'est pas vraie. Lorsqu'elle atteint 19°C, la température ne conduit pas obligatoirement à une mortalité anormale. **La température seule ne doit donc pas être considérée comme un facteur direct de mortalité mais comme un facteur contribuant à augmenter le risque de déclenchement.**

2.3. Résumé

- La mortalité n'est aucunement corrélée à l'amplitude thermique maximale ou moyenne d'une période considérée **La température absolue ne doit donc pas être considérée comme un facteur direct de mortalité**.
- La valeur de 19°C apparaît sur tous les sites comme un seuil au-delà duquel les mortalités estivales peuvent s'exprimer. **Le franchissement du seuil de 19°C ouvre donc une "fenêtre de risque" pour la mortalité estivale**
- Au cours des études effectuées, tant sur Baie des Veys (Costil com pers) que sur le bassin de Marennes Oléron, il semble que le "risque mortalité" augmente quand l'élévation de température a été rapide pour le franchissement de ce seuil thermique. Cette hypothèse reste cependant à confirmer.

3. Le risque "pluviométrie"

Le "risque pluviométrie" est un risque associé aux apports en eau douce et produits associés (Figure 10). Les zones ostréicoles d'estuaires et de baies sont des sites soumis à de fortes pressions anthropiques (Menesguen, 1992; Mori, 1979). Ces écosystèmes sensibles requièrent des apports en nutriments équilibrés ; en déficit, ils peuvent nuire à la productivité des sites, et en excès, induire un risque d'eutrophisation et d'efflorescence d'algues toxiques. (Guillaud, *et al.*, 1992; Van Beusekom et De Jonge, 2002).

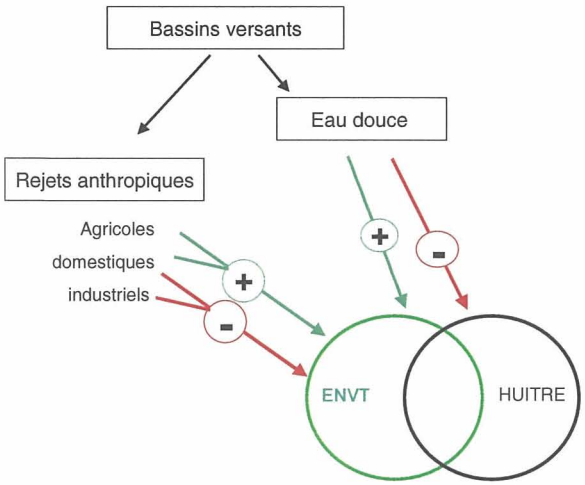


Figure 10. Le risque "pluviométrie"

Pluies et crues sont souvent incriminées autant pour les apports d'eau douce intense que pour les déplétions en oxygène qui accompagnent ces masses (Bodoy, *et al.*, 1990; Calvo-Ugarteburu et Allanson, 1998; Cheney, *et al.*, 2001; Cheney, *et al.*, 2000; Cho et Kim, 1977). L'eutrophisation est parfois impliquée dans les épisodes de mortalité (Cho et Kim, 1977; Tamate, *et al.*, 1965).

Ce risque peut être évalué soit à partir des mesures directes de molécules d'origine anthropique (eg pesticides, hydrocarbures[8], nutriments – nitrates, nitrites, phosphates...) soit au travers d'un estimateur de ce risque : l'eau douce.

Les travaux présentés dans cette partie concernent tout à la fois des études menées au niveau national à partir de réseaux (REMORA, REPHY, Météo France), et des résultats obtenus sur les sites atelier de MOREST (Baie des Veys, Rivière d'Auray et Marennes Oléron). Ils impliquent des études de modélisation et des analyses et traitements de données issus de bases environnementales (Météo France, réseaux REPHY) ou de sondes multiparamètres.

3.1. A l'échelle nationale

Une première analyse des données de mortalité du réseau REMORA est consacrée à l'étude des relations existantes entre les mortalités (printanières + estivales), l'environnement hydrologique (bases REPHY : température, salinité, turbidité, chlorophylle a, phéophytine) et climatologique (bases Météo France : température de l'air; pluviométrie et insolation) sur onze secteurs conchylicoles du littoral français (Figure 11). La représentation cartographique montre sept régions conchylicoles, la localisation des onze bassins étudiés (et les stations REMORA concernées). L'influence respective marine / terrigène est esquissée par iconographie (Figure 11). Ces onze écosystèmes conchylicoles, possèdent des caractéristiques topographiques variées en terme d'ouverture vers la mer ou d'influence des panaches des fleuves.

[8] voir synthèse Thème III : Risque associé aux stress environnementaux

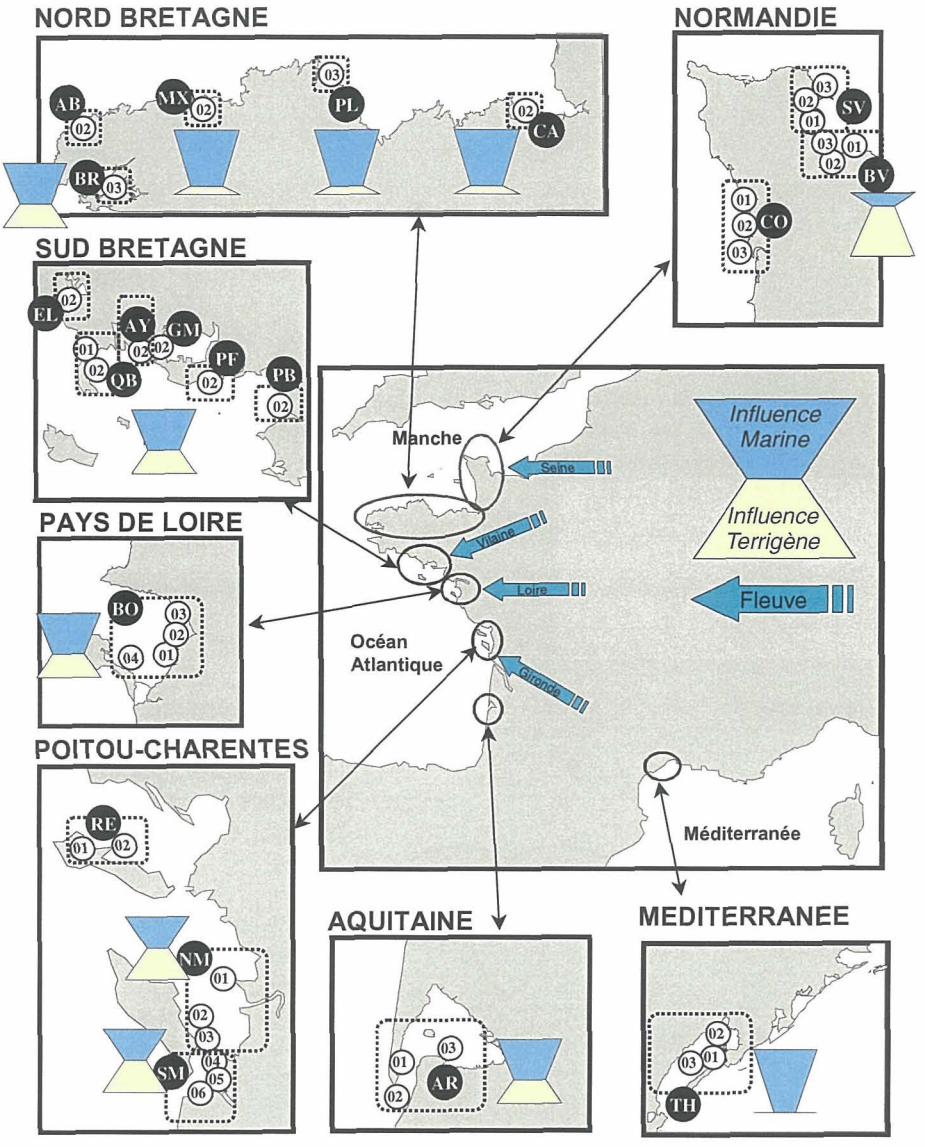


Figure 11: localisation et caractéristiques hydrologiques synthétiques des 11 bassins conchylicoles étudiés (repérés par symbole hydrologique), parmi 20 zones ostréicoles (cercles noirs et pointillés) et 7 régions : Normandie, Bretagne Nord et Sud, Pays de Loire, Poitou – Charentes, Aquitaine et Languedoc. Les zones ostréicoles sont : la Baie des Veys (BV), la baie de Saint Vaast-La-Hougue (SV), l'Ouest Cotentin (CO), la baie de Cancale (CA), la baie de Paimpol (PL), la baie de Morlaix (MX), l'Aber Benoit (AB), la rade de Brest (BR), la rivière d' Etel (EL), la baie de Quiberon (QB), la rivière d'Auray (AY), le golfe du Morbihan (GM), la baie de Penerf (PF), la baie de Pen-Bé (PB), la baie de Bourgneuf (BO), l'île de Ré (RE), le nord (NM) et le sud (SM) du bassin de Marennes Oléron, le bassin d' Arcachon (AR) et l'étang de Thau (TH).

Au-delà ce cette "typologie sommaire" une analyse de données a été faite, afin d'évaluer ce risque sur chaque bassin.

Dans une analyse en composantes principales conduite sur onze années de mesures et onze secteurs ostréicoles étudiés, la mortalité des huîtres de 2 ans est "faiblement" mais "significativement" liée aux variables pluie et dessalure[9]. En outre, une analyse de régression multiple (Statgraphic V.5), effectuée à partir de l'ensemble des descripteurs de l'environnement, confirme le résultat précédent et conduit au modèle suivant (Figure 12):

log [mortalité (2 ans)] = + 0,875 log [pluviométrie] - 1,590

modèle significatif ($p<0.05$) et faiblement "explicatif" ($R^2 = 10,6$)

[9] cette analyse est présentée graphiquement à la Figure 21[0] (page 23).

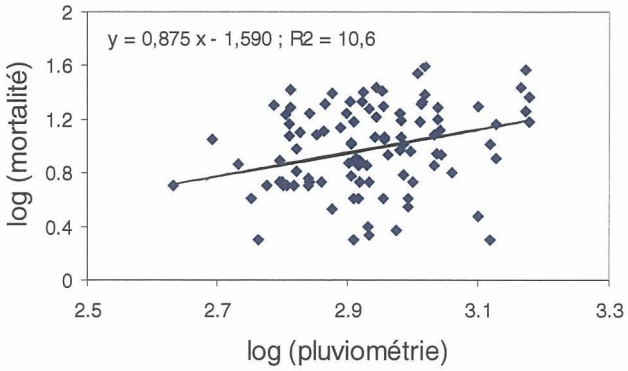


Figure 12. Modèle de mortalité des huîtres de deux ans obtenu par analyse en régressions multiples (Statgraphic V.5,Snedecor and Cochran, 1989) ; Tous les paramètres ont subi une transformation logarithmique avant analyse

Chez les huîtres de 1 an, tous sites confondus, aucune relation significative n'a été établie impliquant les pluies ou la salinité dans les processus de mortalité.

A une échelle régionale, afin de tenter de mettre en évidence l'effet « eau douce » par l'intermédiaire de la salinité sur les mortalités des huîtres de 1 an et de 2 ans (données REMORA), une analyse de covariance est construite sur 10 régions conchylicoles (XLSTAT-Pro 7.1). Le site de la Baie des Veys, analysé en détail dans le prochain paragraphe, en est exclu. Cette analyse de covariance est significative pour les huîtres de 1 an. Elle met en évidence un fort effet site ($P < 0.0001$), mais pas d'effet salinité ($P > 0.05$). Pour les huîtres de 2 ans, l'analyse de covariance, non significative, ne permet pas de mettre en évidence d'effet « eau douce » sur les mortalités. L'effet salinité est cependant plus significatif que l'effet site (respectivement, $P = 0,182$ et $P = 0,295$).

La tendance globale précédemment établie serait alors fortement influencée par la situation en Baie des Veys.

3.2. Pour les sites atelier

Le "risque eau douce" peut être perçu à travers les descripteurs suivant : (1) la pluviométrie (intensité des précipitations sur le bassin versant); (2) les débits de rivières (flux "entrant" d'eau douce); (3) la salinité, estimateur de "dilution" et d'apports terrigènes au niveau du point de mesure, in situ. La salinité reste le critère probablement le mieux adapté pour évaluer l'influence de ce facteur au niveau de l'huître dans la mesure où il traduit au plus près de l'animal l'influence du processus de dilution. La période d'intégration des données hydrologiques peut déterminer quelles précipitations sont à l'origine de ce risque eau douce (automne à printemps ou printemps seulement par exemple).

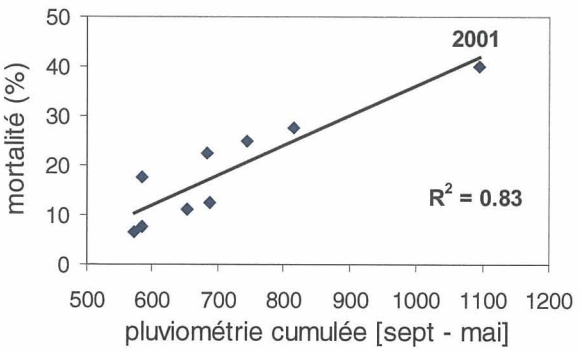
3.2.1. Relations mortalité et pluviométrie

Des coefficients de corrélation sont calculés entre la mortalité estivale de *Crassostrea gigas* et la pluviométrie cumulée à partir de la station Météo France la plus proche de chacun des trois sites atelier (Tableau 4). Les coefficients de corrélation entre pluviométrie cumulée et mortalités estivales sont établis à partir des années 1998-2005 pour Baie des Veys et le bassin de Marennes Oléron et entre 2000 et 2005 pour Rivière d'Auray. Le coefficient de corrélation s'améliore au cours de l'intégration de la pluviométrie sur des périodes de plus en plus longues sur le site de Baie des Veys et du bassin de Marennes Oléron, en particulier entre la prise en compte de l'automne seul et la prise en compte de la période automne – printemps. Mais la corrélation entre pluviométrie et mortalité, n'est significative que sur la Baie des Veys (Tableau 4).

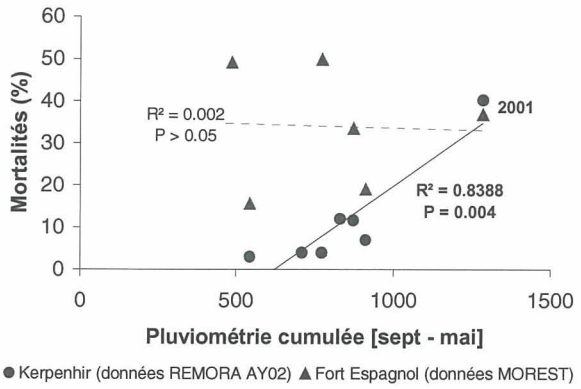
Tableau 4. Coefficients de corrélation (R^2) établis entre mortalités estivales et cumul de pluviométrie sur les 3 stations météo - France les plus proches des sites atelier (à partir des années 1998 - 2005 pour Baie des Veys et le bassin de Marennes Oléron, et entre 2000 - 2005 pour la Rivière d'Auray)

Périodes de cumul de pluviométrie	Baie des Veys	Bassin de Marennes Oléron	Rivière d'Auray	
	Huîtres > 18 mois	*Huîtres > 18 mois*	*Huîtres > 18 mois*	*Huîtres juvéniles*
sept (n-1) - déc (n-1)	0,60 (NS)	0,06 (NS)	0.11 (NS)	0.02 (NS)
sept (n-1) - mars (n)	**0,78 (**)**	0,11 (NS)	0.10 (NS)	0.01 (NS)
sept (n-1) – mai (n)	**0,83 (**)**	0,09 (NS)	0.15 (NS)	0.002 (NS)
sept (n-1) - août (n)	**0,83 (**)**	0,38 (NS)	0.14 (NS)	0.002 (NS)

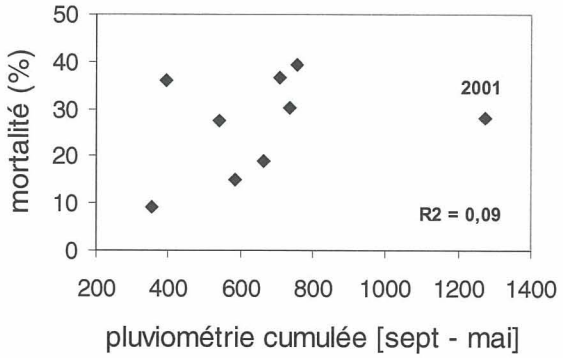
Dans la **Baie des Veys,** l'année 2001 contribue fortement à cette corrélation (Figure 13 A), En effet, la pluviométrie de 1050mm en 2001 peut être reliée aux mortalités exceptionnelles de cette année là qui déclenchèrent une véritable crise ostréicole en Baie des Veys. Les quatre années suivantes ont connu des précipitations deux fois moindres (550 à 600 mm par an) et des mortalités nettement plus réduites sur la Baie des Veys.



A



B



C

Figure 13. Relation entre la pluviométrie cumulée durant la période automne – printemps et les mortalités estivales (A) pour les huîtres de 2 ans en Baie des Veys ; (B) pour les huîtres de 1 an et 2 ans en rivière d'Auray (C) pour les huîtres de 2 ans dans le Bassin de Marennes Oléron.

Dans le cas de la **rivière d'Auray**, (de 2000 à 2005 et pour Kerpenhir (point REMORA AY02) de 1998 à 2004), aucune relation significative n'existe entre la pluviométrie cumulée de septembre à mai et la mortalité des huîtres de 2 ans ou de 1 an,malgré une année 2001 de très forte pluviométrie (Figure 13 B). Les mortalités sont en général assez élevées (pour les huîtres de 1 an surtout) mais ne peuvent être mises en relation avec la pluviométrie, plutôt forte (autour de 800 mm en général) entre septembre et mai. Sur un autre site de la rivière d'Auray (point REMORA AY02, Kerpenhir), une relation significative est construite entre la pluviométrie cumulée de septembre à mai et les

mortalités des huîtres de 1 an mais cette relation est essentiellement due aux mortalités importantes de l'année 2001, de très forte pluviométrie.

Dans le **bassin de Marennes Oléron** ; la pluviométrie est également forte en 2001 (voir crue de la Charente en avril 2001 d'après modèles de Munaron (2004), mais les mortalités d'huîtres de 2 ans restent faibles cette année là (Figure 13 C). Les mortalités sont supérieures en 2002 (20-40% , Tableau 2) et baissent ensuite régulièrement jusqu'en 2005 malgré une pluviométrie annuelle oscillante entre 350 et 600mm, mais qui demeure relativement faible. Les deux années consécutives 2004 et 2005 sont des années au cours desquelles la mortalité des huîtres à proximité du sédiment reste insignifiante et sans conteste les plus faibles de ces dix dernières années (Soletchnik, com pers.).

3.2.2. Relation mortalité et débits des rivières.

En **Baie des Veys**, Misko[10] étudie la relation débits des apports d'eau douce – mortalités sur 10 ans (1993-2003). A l'échelle annuelle hydrologique (septembre N à août N+1) il établit une corrélation avec un coefficient de corrélation de 0,53, non significatif au seuil de 5%. En ne retenant que la période 1995-2003[11] (Figure 14A) la relation devient hautement significative ($R^2 > 0,7$; $p<0,01$). A l'échelle saisonnière, deux périodes hydrologiques importantes se révèlent déterminantes : débits moyens d'automne (octobre à décembre) et débits moyens de printemps (mars à mai) sont corrélés significativement avec les mortalités survenant l'été suivant ($R^2 > 0,6$; $p<0,05$).

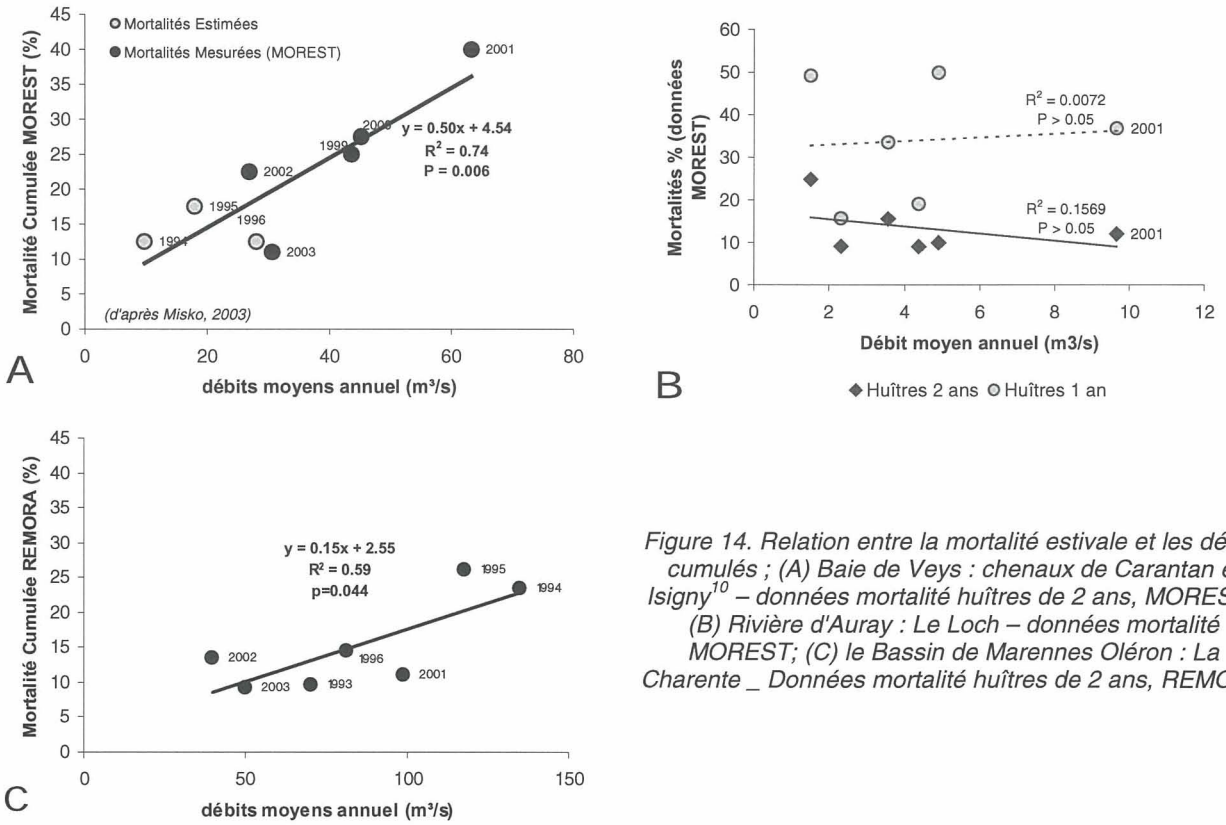


Figure 14. Relation entre la mortalité estivale et les débits cumulés ; (A) Baie de Veys : chenaux de Carantan et Isigny[10] – données mortalité huîtres de 2 ans, MOREST ; (B) Rivière d'Auray : Le Loch – données mortalité MOREST; (C) le Bassin de Marennes Oléron : La Charente _ Données mortalité huîtres de 2 ans, REMORA

En **rivière d'Auray,** comme pour la pluviométrie, la relation mortalité – débit moyen du Loch entre octobre et mai n'est significative ni pour les huîtres de 2 ans ni pour les huîtres de 1 an. Une relation existe avec les huîtres de 1 an sur le site aval (point REMORA AY02), mais elle est essentiellement due à l'année 2001

[10] Misko P. (2003). Etude des apports terrigènes an Baie des Veys. Volet Environnement du projet MOREST. Rapport Ifremer DEL/SR/03.10/Brest[0]

[11] Les archives historiques des estimations de mortalités en Baie des Veys se révèlent trop biaisées avant 1995. En effet, plusieurs sources professionnelles tendent à penser qu'en 1994 les chiffres retenus ne sont pas représentatifs de la réalité sur le terrain.

Dans le **Bassin de Marennes Oléron** malgré l'absence de données de débits entre 1997 et 2000, la relation se révèle également significative (R^2 = 0,59 ; p<0,05). Il n'y a pas de relation significative pour les huîtres de 1 an (données REMORA, point MA05).

3.2.3. Relation entre mortalités et salinité (à "pleine mer")

- Analyse sur les 3 sites

Une première approche visait à mettre en relation les mortalités estivales observées sur le terrain avec les niveaux moyens de salinité intégrés sur l'ensemble de l'année hydrologique à l'image du travail sur les débits d'apports d'eau douce (Figure 15).

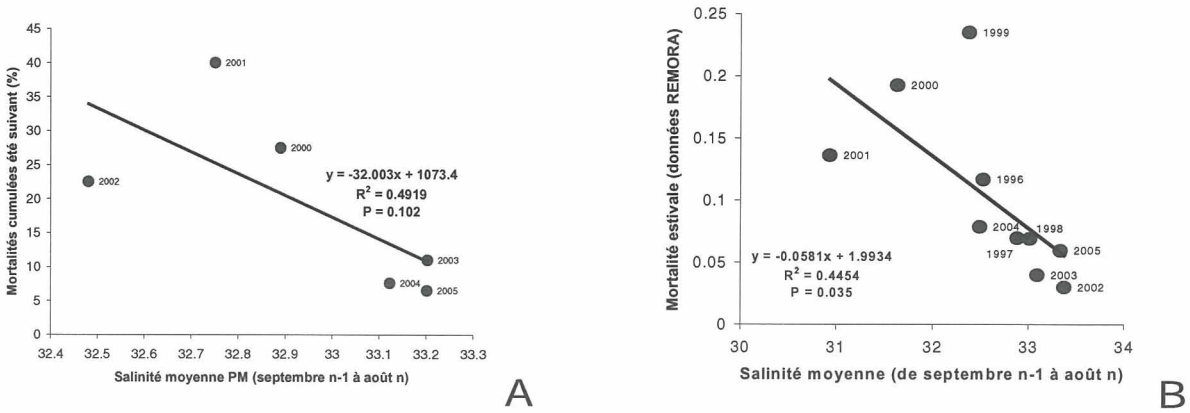


Figure 15. Relation salinité – mortalité des huîtres de 2 ans sur les sites atelier ; (A) en Baie de Veys ; (B) dans le Bassin de Marennes Oléron. (aucune relation significative en rivière d'Auray).

La relation entre la salinité et les mortalités estivales n'existe que pour les huîtres de 2 ans.

Sur la **Baie des Veys**, elle n'est pas significative pour la période septembre n-1/août n, mais elle le devient lorsque l'on recentre la moyenne des salinité sur la période printanière (meilleure régression obtenue pour la moyenne mars/mai, R^2 = 0.89, P < 0.01). Cela confirme les relations significatives obtenues sur les débits[10] sur cette même période et le fort effet « eau douce » existant en Baie des Veys.

Pour le **bassin de Marennes Oléron** (station REPHY d'Auger et station REMORA MA05), la relation entre mortalité des huîtres de 2 ans et salinité moyenne à pleine mer est significative pour la période considérée. Elle est améliorée, comme en Baie des Veys, par la prise en compte des précipitations printanières et estivales (meilleure relation sur la période mai/juillet, R^2 = 0.76, P < 0.01) (*l'hiver 2001, de forte pluviométrie, provoque des baisses de salinité et réduit la qualité des régressions).* Cependant, cet effet « eau douce » est à relativiser, les relations ne sont pas significatives sur une autre station du bassin (station REPHY de Boyard, station REMORA MA01) situé plus au nord dans le bassin et moins sujet aux influences fluviales.

En **rivière d'Auray**, il n'y a aucune relation significative quelle que soit la classe d'âge.

3.2.4. Modèles hydrodynamiques et dessalure sur les sites ostréicoles

En Baie des Veys, Le modèle hydrodynamique SIAM 3D, initié en 2004 et en cours de développement, permet aujourd'hui de beaucoup mieux appréhender l'influence des apports d'eau douce sur la zone d'élevage conchylicole[12]. Le chenal d'Isigny, entrant en baie par le sud-est; se confirme comme le plus contributif à cette influence qui se traduit par un gradient de salinité marqué sur le sud de la zone (secteur de Géfosse) (Figure 16A). Cette zone a toujours révélé une sensibilité accrue aux mortalités par rapport au secteur nord (Grandcamp) (Figure 16B)

---

[12] Grangeré, K. (2004). Simulation de l'influence des apports des bassins versants sur les concessions ostréicoles de la Baie des Veys (Baie de Seine occidentale). Rapport de DEA. Université de Liège (Belgique), Modélisation de l'Environnement Marin; 64 p.

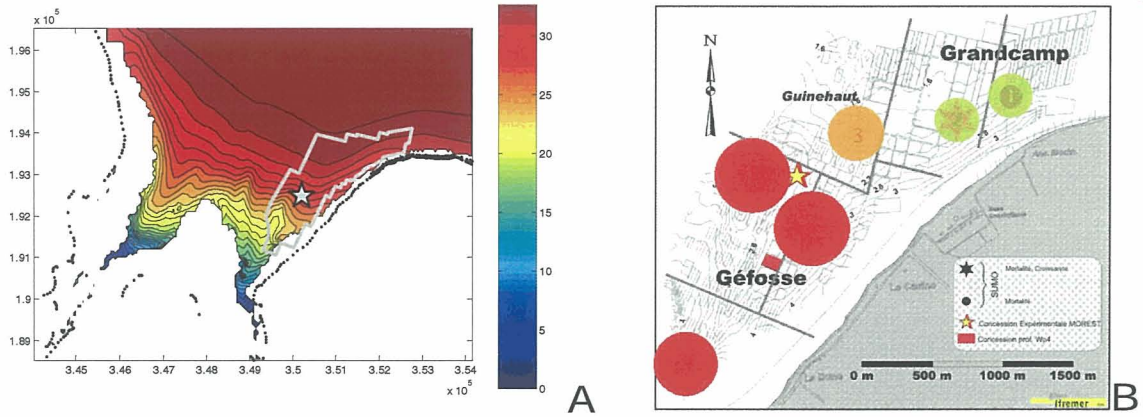


Figure 16 : (A) Gradient de dessalure en Baie des Veys. Situation "instantanée" à basse mer + 2H (Grangeré, comm. pers.) (Échelle de couleur = échelle de salinité). L'étoile représente le site atelier MOREST au sein de la zone ostréicole ; (B) la zone ostréicole avec 6 stations et indice de mortalité (SUMO - 2000 à 2003) proportionnels à la taille des cercles

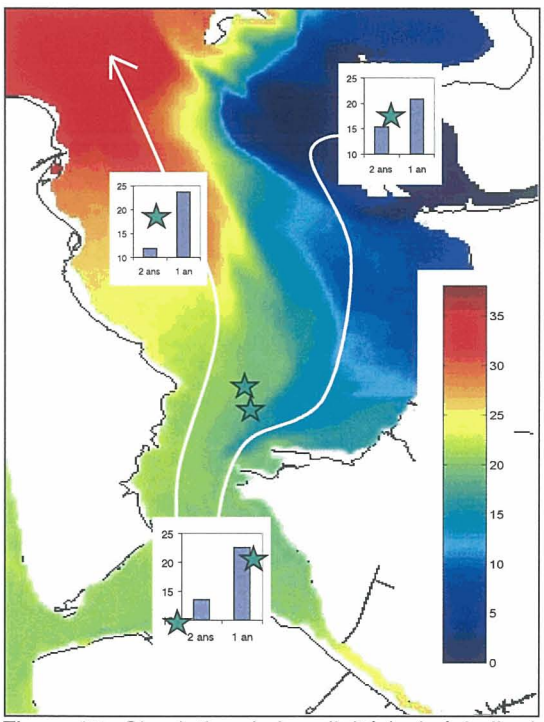


Figure 17 : Simulation de la salinité (voir échelle de couleur) dans le bassin de Marennes Oléron. (Salinité minimale en période de crue d'avril – mai 2001,d'après (Munaron, 2004) et situation moyenne de mortalité (printemps + été) des huîtres de 1 et 2 ans (histogramme) depuis 1993 (2 ans) et 1995 (1 an) en 3 "secteurs" du bassin : (1) sur la station de Fouras (NE du bassin), (2) sur la station des Doux (NW du bassin) et au sud du bassin (situation moyenne de la station de Bourgeois et de Ronce). La flèche blanche indique le gradient de salinité que montre le modèle.

Dans le Bassin de Marennes Oléron, une simulation de salinité minimale (Munaron, 2004) a été validée par de réelles mesures de débits lors d'une crue de la Charente au printemps 2001. Toute la partie Nord Est du bassin (peu exploitée par l'ostréiculture), est soumise à de très fortes dessalures (Figure 17) alors que la partie Nord - Ouest du bassin est relativement épargnée. Le sud du bassin est exposé quant à lui à des salinités minimales de l'ordre de 20 (en accord avec les mesures de sondes en continu sur le banc de Perquis). Les dessalures moyennes observées lors d'un tel événement structurent bien le bassin en trois secteurs : N-O, N-E et S (Figure 17). Ainsi, l'impact de l'eau douce sur les parcs ostréicoles est bien marqué dans la partie sud du bassin où la charge en cheptels est très supérieure au secteur nord. La dessalure sur les parcs situés au Nord-Est est de loin la plus forte.

Au modèle de dessalure mis en place dans le bassin de Marennes, sont juxtaposés les niveaux de mortalité obtenus à partir du réseau REMORA (Figure 17). Ainsi, la mortalité des huîtres de 2 ans décroît sensiblement le long du gradient positif de salinité, de 15,4% à Fouras, 13,6% dans le sud du bassin et 11,9% au nord ouest du bassin (site des Doux). Toutefois, si la "tendance" existe bien, les différences dans les taux de mortalité sont trop faibles pour être "significatives" vis à vis de ce "risque" dessalure d'autant plus que les huîtres de 1 an ne confirment pas cette tendance (20,9% à Fouras, 22,5% dans le sud et 23,7% dans le nord ouest).

3.3. Résumé

- Trois descripteurs de l'effet eau douce peuvent être utilisés, chacun introduisant un degré de précision supplémentaire quant aux apports existants sur le lieu d'élevage.

- Sur le **plan national**, les analyses multivariées montrent l'existence d'une relation significative mais de faible "puissance" entre pluviométrie et mortalité des huîtres de 2 ans ("tendance") ($R^2 \sim 0,10 - 0,15$). Cette relation n'existe pas avec les huîtres de 1 an.

- En **Baie des Veys**, depuis 1995, la mortalité des huîtres de 2 ans est tout à la fois corrélée de façon significative à la pluviométrie ($p < 0,05$), aux débits des rivières ($p<0,01$) et aux salinités ($p<0,01$).

- Dans le cas de la **rivière d'Auray**, aucune relation ne semble lier directement les apports d'eau douce, quel que soit le descripteur, et les mortalités des huîtres de 2 ans comme des huîtres de 1 an

- Dans le **bassin de Marennes Oléron**, il existe une relation significative entre la mortalité des huîtres de 2 ans et deux des trois descripteurs (débits pour l'ensemble du bassin, salinité uniquement dans le sud du bassin) .

- La prise en compte de la salinité comme indicateur intégrateur de l'influence des apports d'eau douce sur le site d'élevage permet de dégager une tendance nette sur la Baie des Veys et sur le bassin de Marennes Oléron, exclusivement sur la mortalité des huîtres de 2 ans. Le développement des modèles hydrodynamiques permettra d'établir les relations existant entre les différents descripteurs.

- Toutefois, lorsque les relations sont démontrées, les "agents causaux" ne sont pas identifiés... Il semble donc nécessaire de se tourner vers l'animal pour y découvrir des symptômes des dysfonctionnements pouvant permettre de préciser les causes de mortalité[13].

[13] voir autres thèmes du programme

4. Le risque trophique

Le « risque pluviométrie » exposé précédemment peut se traduire en « risque trophique », dans le cas où les sels nutritifs véhiculés génèrent dans le bassin conchylicole récepteur une production primaire inadaptée en qualité ou quantité à la survie des coquillages. D'autres facteurs physiques (température, ensoleillement, hydrodynamisme) ou biologiques (stocks de filtreurs sauvages ou cultivés) contribuent à réguler la disponibilité des ressources trophiques avec les risques afférents pour les coquillages-consommateurs.

Traiter du "risque trophique" consiste à examiner dans quelle mesure les variations quantitatives ou qualitatives de nourriture sont susceptibles d'influencer les mortalités d'huîtres. On doit aussi tenter de faire la part entre un effet dérivé de la fonction nutritionnelle (déficit énergétique, effort de reproduction excessif..), et un effet par voie environnementale découlant soit d'une toxicité directe de certaines espèces phytoplanctoniques soit d'une altération secondaire du milieu (eutrophisation).

Du point de vue énergétique, il est bien établi que la ressource trophique constitue la première variable forçante des modèles de production somatique et germinale chez les bivalves (Barille, *et al.*, 1997; Raillard, *et al.*, 1993) et donc une source potentielle de dysfonctionnements physiologiques.. D'un côté, des mortalités survenues sur des huîtres de 2 ans, aux Etats-Unis, et au Japon, dans des sites à fort potentiel nutritif, paraissent liées à une « suralimentation » (accumulation de lipides dans l'épithélium digestif) (Cho et Kim, 1977; Perdue, *et al.*, 1984; Tamate, *et al.*, 1965). De l'autre, des mortalités dans le bassin d'Arcachon, sur des huîtres de 1 an, ont pu être imputées à un déficit énergétique (amincissement de l'épithélium digestif) (Maurer, *et al.*, 1986).

Du point de vue qualitatif, on peut penser qu'en milieu ouvert la diversité des espèces phytoplanctoniques met les coquillages consommateurs à l'abri de carences nutritionnelles. Par contre, un certain nombre d'espèces phytoplanctoniques (dinoflagellés notamment) sécrètent des toxines pouvant occasionner les troubles aigus ou chroniques chez le coquillage lui-même (Landsberg, 2002).

Des phénomènes typiques d'eutrophisation, provoqués par un excès de sels nutritifs et de production primaire, avec comme conséquence une chute des teneurs en oxygène dans la masse d'eau, des développements bactériens et la formation de composés réduits (sulfures, ammoniaque..) toxiques, sont à l'origine de mortalités identifiées : le phénomène des malaïgues dans l'étang de Thau en est un exemple[14]. Les données disponibles pour établir un lien entre ressource trophique et mortalité, dans une large gamme de sites et de périodes, sont celles des stations les plus proches des réseaux REPHY[15] et REMORA[16] La ressource trophique y est caractérisée globalement par les pigments photosynthétiques (chlorophylle a et phéopigments) et de manière plus détaillée par le dénombrements des taxons identifiés au microscope optique. La turbidité du prélèvement (mesurée au turbidimètre en NTU), très corrélée aux matières en suspension, peut être utilisée comme correctif d'efficacité alimentaire, dans la mesure où les fortes turbidités induisent une réduction de filtration et d'assimilation, et une activation de la fonction de tri pré-ingestif (Barille, *et al.*, 1997).

Après avoir traité des relations entre mortalités et ressources trophiques du point de vue quantitatif (à l'échelle nationale, régionale, puis locale), l'analyse ci-dessous aborde la question trophique sous l'angle qualitatif.

---

[14] Pichot, P., Juge, C.&Guillou, J.L., 1990. La "malaigue" de l'ete 1990 dans l'Etang de Thau. RST Ifremer Sète., pp. 18.

[15] http://www.ifremer.fr/envlit/

[16] http://www.ifremer.fr/remora/

4.1. Relation entre mortalité et ressource trophique (aspect quantitatif)

4.1.1. A l'échelle nationale

La croissance et l'engraissement des huîtres sont les meilleurs intégrateurs des paramètres trophiques. La comparaison de ces indicateurs dans les 11 secteurs étudiés (Figure 18 A et B) permet d'identifier les plus productifs (l'étang de Thau, la Baie des Veys, la baie de Quiberon, la rade de Brest..), et les moins productifs (la baie de Bourgneuf et le bassin de Marennes Oléron).

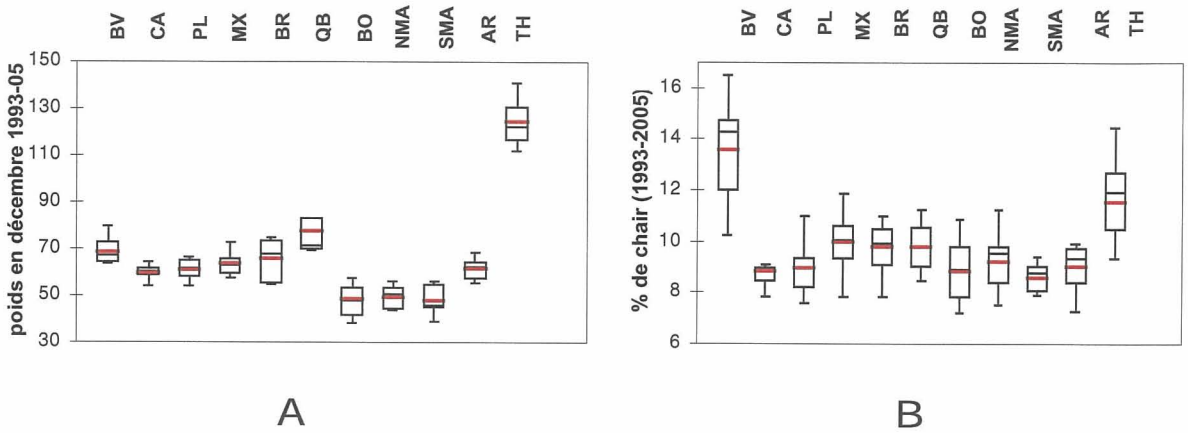


Figure 18. Poids moyen atteint en fin d'année (A) et taux de chair moyen annuel (B) sur les huîtres de 11 stations REMORA. Distribution des moyennes annuelles (1993-2005) par quartiles (représentation de Box et Plot). La barre rouge représente la médiane.

Parmi les 11 bassins conchylicoles étudiés, les plus riches en chlorophylle a sont l'étang de Thau, le bassin de Marennes Oléron, la rade de Brest et la Baie des Veys (Figure 19 A). Les fortes turbidités, de nature à relativiser l'indicateur trophique chlorophyllien, sont quant à elles prédominantes dans le bassin de Marennes Oléron et en baie de Bourgneuf (Figure 19 B).

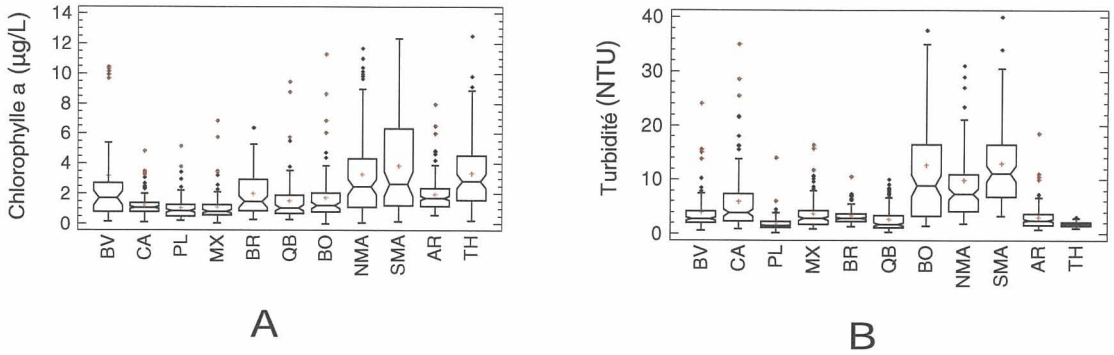


Figure 19. Conditions environnementales d'élevage d'huîtres le long des cotes françaises : (A) chlorophylle a et (B) turbidité. Distribution des moyennes annuelles (1993-2004) par quartiles (représentation de Box et Plot). La barre représente la médiane. Les secteurs ostréicoles représentés sont : la Baie des Veys (BV), la baie de Cancale (CA), Paimpol (PL), Morlaix (MX), la rade de Brest (BR), la baie de Quiberon (QB), la baie de Bourgneuf (BO), le nord Marennes - Oléron (NM), le sud Marennes Oléron (SM), la bassin d'Arcachon (AR) et l'étang de Thau (TH).

En observant les faibles performances de production dans le bassin de Marennes Oléron coïncider avec de fortes teneurs en chlorophylle (et de fortes turbidités), on est confronté à la double expression possible du « risque trophique » : de fortes teneurs en chlorophylle peuvent induire un risque trophique environnemental (début d'eutrophisation..), alors que le risque physiologique pourrait être mieux représenté par les performances biologiques elles-mêmes (croissance, reproduction, engraissement) liées à une combinaison différente de paramètres environnementaux (chlorophylle pondérée par turbidité..) .

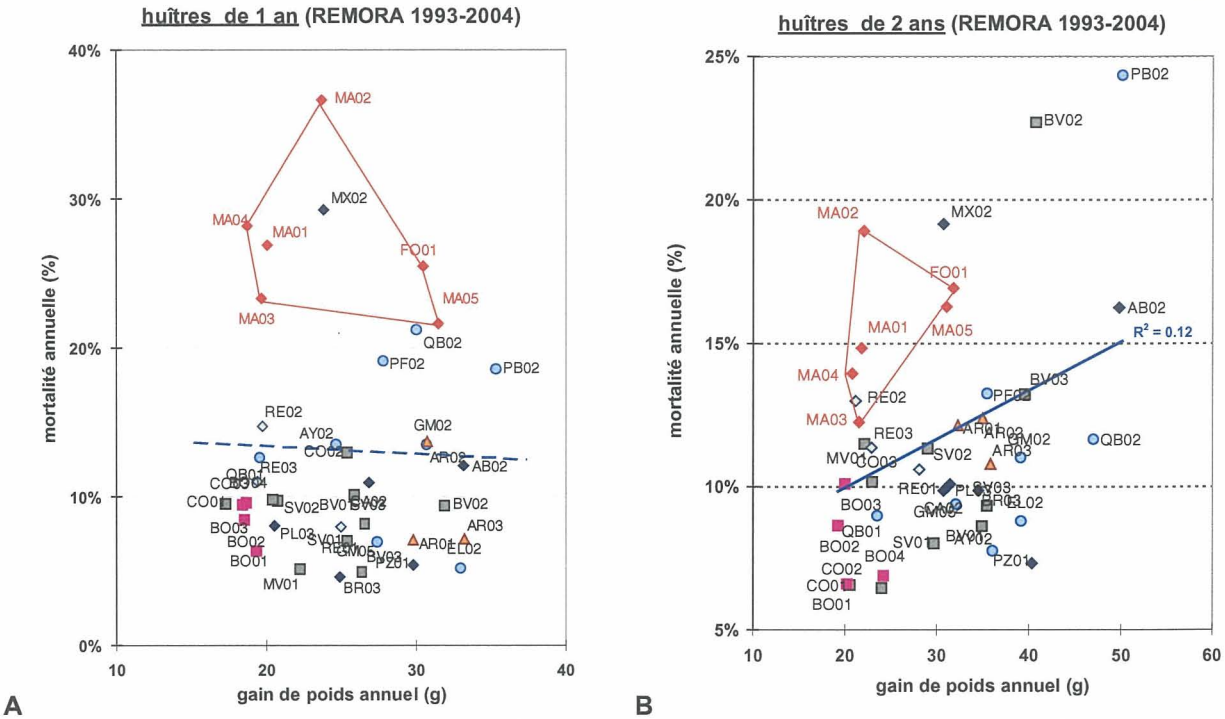


Figure 20 : relations entre croissance et mortalités annuelles moyennes, site par site, pour les huîtres de 1 an (A) ou de 2 ans (B).Les 5 stations du bassin de Marennes Oléron sont figurées en rouge.

Sur les moyennes par station REMORA (étang de Thau exclus) des mortalités de la période 1993-2004, on peut observer que les sites à plus forte croissance ne sont pas les sites à plus forte mortalité pour les huîtres de 1 an (Figure 20 A). Dans le bassin de Marennes Oléron figuré en rouge, c'est notamment le cas pour les stations les plus poussantes, au débouché de la Charente (FO01) ou de la Seudre (MA05). Pour les huîtres de 2 ans, par contre, il existe une relation faible (R^2=0.12), mais significative ($P<0.03$) entre mortalités et croissances par site (Figure 20 B) : les plus fortes mortalités sont plutôt observées dans des sites poussants (Baie de Veys ou Pen Bé, Etang de Thau exclus). Entre les années, on note la même tendance, du fait notamment des fortes croissances et mortalités des années 1994 et 1995, mais non significative sur l'une et l'autre des classes d'âge.

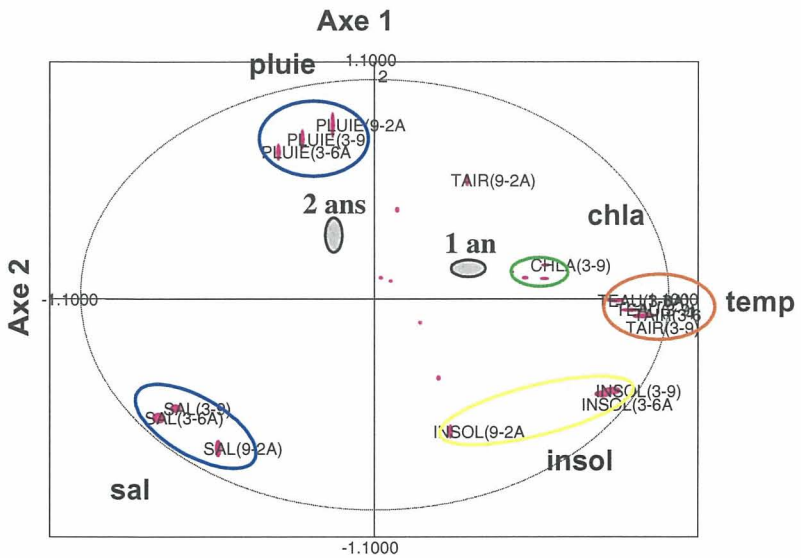


Figure 21 : Analyse en Composantes Principales des environnements des 11 secteurs étudiés pendant 11 années, (variables mortalités des huîtres non constitutive des axes de l'ACP). Les variables présentées sont la pluie, la salinité, la température de l'air et de l'eau, l'insolation et la chlorophylle a au cours des périodes de (mars à juin), (mars-sept) et (sept-févr)

A l'échelle nationale, l'analyse conjointe des données des réseaux de mortalité (REMORA), hydrologiques (REPHY) et météorologiques (Méteo France), met en évidence une relation significative entre le facteur chlorophylle et la mortalité d'huîtres de la classe de 1 an (Figure 21). Sur 9 années de mesures, dans 11 secteurs ostréicoles, la mortalité des huîtres 1 an est corrélée positivement à la concentration en chlorophylle a

A travers un ensemble de moyennes annuelles de paramètres hydrologiques (température, salinité, turbidité, chlorophylle a, phéophytine) et climatologiques (température de l'air; pluviométrie et insolation tirées des bases Météo France), une régression multiple met en évidence un modèle polynomial d'ordre 2 expliquant une partie de la mortalité estivale par la concentration en chlorophylle a (après transformation logarithmique) (Figure 22):

$$\text{Log [Mortalité (1an)]} = 2.357 \times \text{Log [chlorophylle a]}^2 - 0.883 \times \text{Log [chlorophylle a]} + 0.907$$

Avec : $P<0.001$ and $R^2 = 22,9\%$

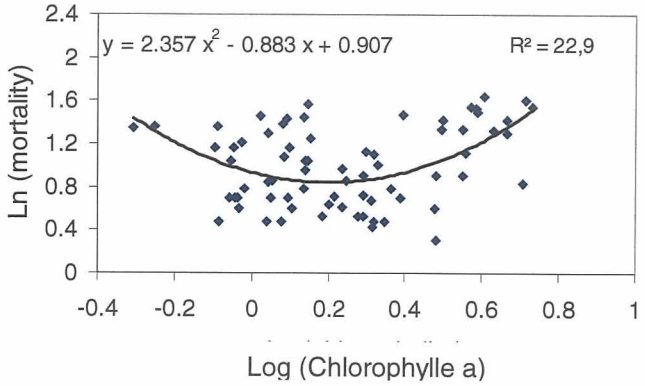


Figure 22. modèle de mortalité des huîtres de 1 an obtenu par analyse en régressions multiples (Statgraphic V.5,(Snedecor et Cochran, 1989)) ; Tous les paramètres ont subi une transformation logarithmique avant analyse

Ce modèle reflète donc une partie de la variabilité associée à la mortalité des huîtres de 1 an au cours de 13 années de mesures REMORA sur le littoral français, mais de manière limitée et ambivalente (surmortalité principalement pour les fortes, mais aussi pour les faibles et pour les fortes teneurs en chlorophylle). Il demande à être affiné en examinant une interaction éventuelle avec le bassin conchylicole.

4.1.2. A l'échelle régionale

Les mortalités d'huîtres de 1 an des 11 sites étudiés sont représentées en fonction de la concentration moyenne en chlorophylle a (de mars à septembre), en séparant les deux stations du bassin de Marennes Oléron (Figure 23). On observe que l'influence de la chlorophylle précédemment identifiée à l'échelle nationale pourrait être essentiellement déterminée par les surmortalités des huîtres de 1an dans le bassin de Marennes Oléron. Cependant, une analyse de covariance (XLSTATS-pro 7.1), comparant les mortalités des huîtres de 1 an indépendamment de l'"effet site" (absence d'interaction avec l'effet site) sur dix sites ostréicoles d'estran (Quiberon exclu), de 1993 à 2003, confirme bien l'effet positif significatif de la covariable chlorophylle sur la mortalité (P=0.022). Sur les huîtres de

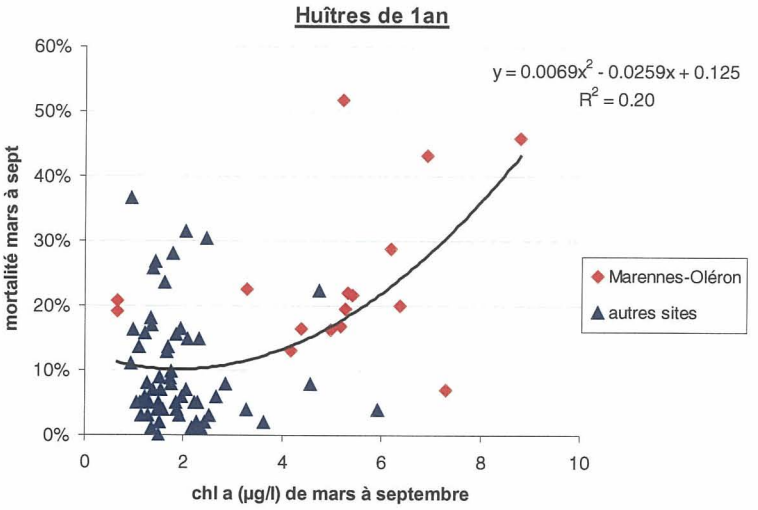


Figure 23: Mortalité des huîtres de 1 an (A) et 2 ans (B) en fonction de la chlorophylle a : Marennes Oléron et 10 autres secteurs conchylicoles

2 ans, cet effet de la chlorophylle n'est pas globalement significatif.

Parmi ces dix sites, c'est en baie de Morlaix que la relation est la plus manifeste pour les huîtres de 1 an et 2 ans, sans toutefois être tout à fait significative (analyse de covariance : signification de la covariable chlorophylle : P=0.07) (Figure 24 A). En baie de Quiberon, la relation est inverse et significative (analyse de covariance, P=0.015) : les mortalités d'huîtres de 1 an ou 2 ans sont les plus fortes aux faibles teneurs de chlorophylle (Figure 24 B).

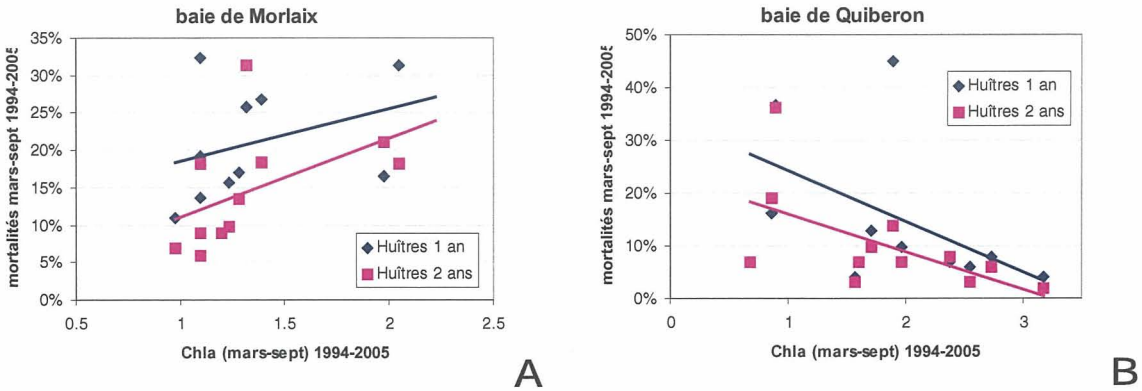


Figure 24 A et B : relation entre chlorophylle a et mortalités d'huîtres de 1 an et 2 ans, en baie de Morlaix et en baie de Quiberon

Comme ces réactions inverses se manifestent dans la même gamme de chlorophylle (1-3 mg/m^3), il est difficile d'y voir la manifestation du caractère eutrophe ou oligotrophe de ces deux sites respectifs. Des valeurs de chlorophylle aussi modérées que 2 µg l^{-1} ne semblent pas en mesure d'induire des dysfonctionnements physiologiques ou environnementaux, ainsi, il est peu probable que l'augmentation de chlorophylle entre 1 et 2 µg l^{-1} (à Morlaix par exemple) soit un facteur causal de mortalité à prendre en compte. La réflexion doit se poursuivre afin de tenter de comprendre, quel "facteur associé" peut être suspecté

4.1.3. Sur les sites atelier

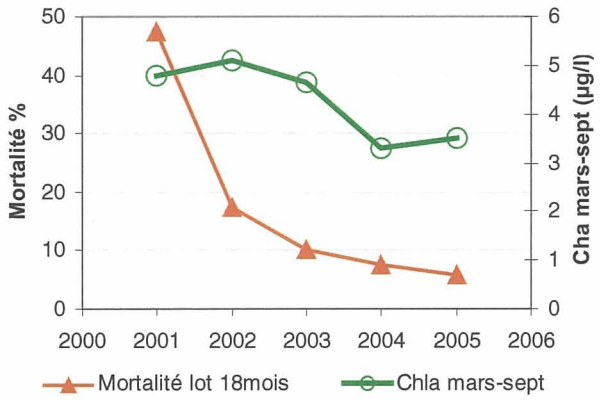


Figure 25 : Evolution de la teneur en chlorophylle a et de la mortalité (lot Sumo 18 mois), entre 2001 et 2005, en Baie des Veys

En Baie des Veys, les mortalités sont décroissantes entre 2001 et 2005 sur la plupart des lots et des classes d'âge, mais plus nettement sur les huîtres adultes (Figure 25). La teneur en chlorophylle sur la même période (moyenne des stations Géfosse et Grandcamp) diminue moins régulièrement, d'environ 5 µg l^{-1} (2001-03) à 3.5 µg l^{-1} (2004-05). En analysant les pentes des droites de régression mortalité (chlorophylle), des différents lots d'huîtres, on trouve un effet juste significatif (P=0.05), mais d'autres facteurs ayant évolué au cours de ces années, la pluviométrie et les débits en particulier, peuvent y contribuer plus directement.

En rivière d'Auray, l'absence de données trophiques au cours du printemps (mesures et enregistrements uniquement en période estivale), ne permet pas d'étudier la relation. Sur le site en eau profonde de la baie de Quiberon, une relation inverse a été décrite (Figure 24 B).

Sur le site atelier de Marennes Oléron, on observe également une influence positive significative de la teneur en chlorophylle a sur le taux de mortalité (analyse de covariance effectuée sur lots expérimentaux et lots REMORA : P=0.01) (Figure 26).

La teneur en chlorophylle au cours de la période printemps-été apparaît donc corrélée positivement aux mortalités d'huîtres de 1an ou 2 ans des sites intertidaux (en analyse multivariable sans distinction de site, ou en analyse de covariance, tenant compte des effets-sites supposés regrouper l'influence des autres variables). Elle est par contre corrélée négativement aux mortalités en baie de Quiberon, seul site subtidal. Rien n'indique cependant que cette influence de la chlorophylle soit directe, ou même causale, en particulier quand de faibles teneurs sont associées à des mortalités anormales (Morlaix).

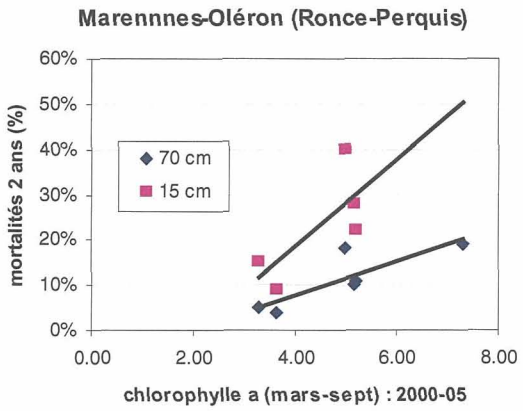


Figure 26 : Mortalité des huîtres expérimentales de 2ans, sur le site atelier de Ronce-Perquis, entre 2001 et 2005, à 2 niveaux, en fonction de la teneur en Chlorophylle (station REPHY d'Auger)

4.2. Relation entre mortalité et ressource trophique (aspect qualitatif)

La chlorophylle telle qu'analysée dans le réseau REPHY est un indicateur approximatif de la ressource trophique. D'une part, elle est analysée sur des prélèvements filtrés entre 1µm et 200 µm approximativement, alors que les huîtres retiennent préférentiellement les cellules phytoplanctoniques entre 4-5µm et 100µm (Marteil, 1979; Ward et Shumway, 2004). Surtout, les différents taxons phytoplanctoniques peuvent avoir des teneurs en chlorophylle et des valeurs alimentaires différentes, et pour certains d'entre eux un caractère toxique.

4.2.1. Diversité des cortèges phytoplanctoniques

Une analyse du réseau "REPHY"[17] documente la succession classique en milieu tempéré entre les diatomées dominantes en hiver et au printemps et les dinoflagellés dominantes en été. Cette étude décrit par ailleurs une structuration géographique selon les trois façades maritimes (Manche occidentale, Golfe de Gascogne et Méditerranée). Au sein de ces cortèges phytoplanctoniques observés dans les prélèvements du bassin de Marennes Oléron et de la baie de l'Aiguillon, (Guarini, *et al.*, 2004) estiment à 20% en moyenne la fraction d'origine benthique remise en suspension, constituée notamment par les diatomées pennales. .

La Figure 27 représente la répartition en proportion des classes de cellules phytoplanctoniques observées au cours d'années successives, sur différents sites conchylicoles (source : réseau REPHY). Ces sites sont sujets à des mortalités estivales d'huîtres, concernant l'une ou l'autre des classes d'âge (ou les deux), à des niveaux très différents. On observe une grande variabilité du phytoplancton entre les sites, les années et les saisons. Les diatomées sont dominantes sur l'ensemble des sites, mais une deuxième classe majoritaire peut exister, différenciant les sites et/ou les années. Si cette répartition des classes de cellules phytoplanctoniques ne peut être directement mise en relation avec les taux de mortalités, elle reflète cependant des différences de conditions environnementales entre les sites, potentiellement reliées à ces mortalités.

[17] Gailhard, I.&Gros, P., 2003. Analysis of the spatio-temporal variability of coastal microalgal populations with Phytoplankton and Phycotoxins Monitoring Network (REPHY). Universite de la Mediterranee Aix-Marseille 2 (France), pp. 279.

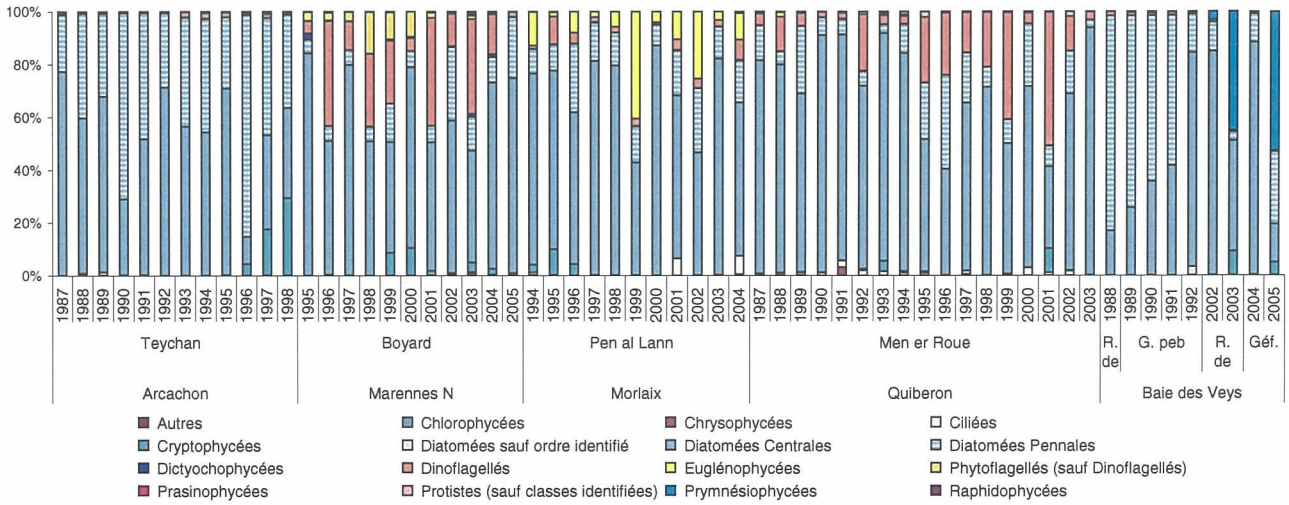


Figure 27 : répartition moyenne des classes de cellules phytoplanctoniques par année, en proportion du nombre de cellules total, sur cinq sites conchylicoles, entre 1987 et 2004 (stations REPHY de la Baie des Veys : R.de= Roches de Grandcamp, G.peb = Grandcamp prise eau base, Gef=Géfosse)

Sur le site de Morlaix cependant il existe une relation significative ($P<0.05$) entre la mortalité d'huîtres et le rapport entre les nombres moyens de cellules d'Euglénophycées et de Diatomées (Figure 28). Cette relation dépend beaucoup des années 1999 et 2002 où il y a une forte abondance d'Euglénophycées. Ce groupe, typique des eaux douces riches en matière organique[18], laisse supposer le traçage d'une influence terrigène.

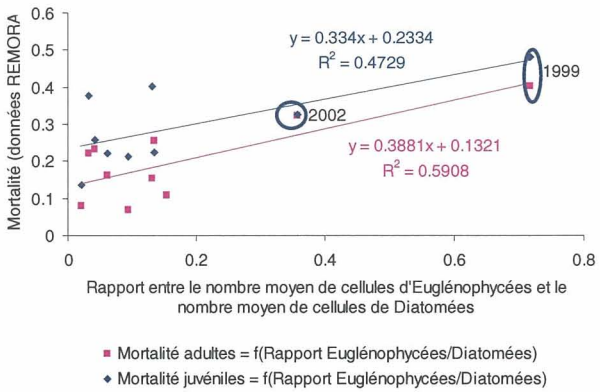


Figure 28 : Mortalités des huîtres REMORA de 1 an et de 2 ans sur le site de Morlaix (MX02) en fonction du rapport (Nombre de cellules d'Euglénophycées / Diatomées) de 1993 à 2004

4.2.2. Changements qualitatifs au niveau des sites ateliers

Des évolutions spatiales ou temporelles des populations de phytoplancton ou de phytobenthos sont mises en évidence sur deux sites-atelier. Même si aucune relation causale n'est établie avec les mortalités d'huîtres, elles illustrent des changements trophiques ou environnementaux potentiellement significatifs.

- Baie des Veys

En Baie des Veys, une hétérogénéité spatiale de l'environnement trophique a été mise en évidence entre le sud et le nord du secteur ostréicole, tant en matière de chlorophylle a que de cortèges spécifiques phytoplanctoniques (Jouenne, *et al.*, 2005). Elle est confirmée par la différence

[18] Sournia, A., Belin, C., Berland, B., Erard-Le Denn, E., Gentien, P., Grzebyk, D., Marcaillou-Le Baut, C., Lassus, P.&Partensky, F., 1991. (Noxious phytoplankton species on the coasts of France: From biology to prevention.). Ifremer Centre De Brest, Service Documentation Publication, Plouzane (France). 1991.

de signature isotopique du carbone et de l'azote observée sur des lots d'huîtres implantés dans ces deux secteurs. Elle peut être liée au mélange des eaux estuariennes et marines, ainsi qu'à la remise en suspension de microphytobenthos. A cette hétérogénéité trophique se superposent des différences de mortalités d'huîtres entre les secteurs Nord et Sud de la Baie des Veys.

- Bassin de Marennes Oléron

Dans le cadre d'études menées sur les isotopes naturels de la ressource trophique (sur le site atelier du Bassin de Marennes Oléron), Malet (com. pers.) montre qu'il existe un changement qualitatif significatif vers la fin du printemps – début de l'été. A partir de cette période, les huîtres s'alimentent plus à partir du microphytobenthos, alors que leur support alimentaire était plutôt d'origine terrigène et phytoplanctonique sur la période hiver – printemps (Malet, *et al.*, (accepted))

A une échelle plus fine, une chute brutale de diatomées benthiques a pu être étroitement associée à l'épisode de mortalité de *Crassostrea gigas,* en 2003, sur ce même site. Cette mortalité soudaine du phytobenthos, sans être une cause démontrée des mortalités, pourrait refléter un brusque changement environnemental, facteur de stress possible pour les huîtres en élevage dans cette zone. [19]

4.2.3. Les cas avérés de toxicité d'algues vis à vis des huîtres

Il existe un grand nombre d'espèces de dinoflagellés, diatomées... qui sécrètent des biotoxines, potentiellement nuisibles non seulement pour le consommateur humain de coquillages qui auront concentré ces toxines (Berland et Lassus, 1997) mais aussi pour les organismes aquatiques exposés (Landsberg, 2002). Les espèces les plus fréquemment mises en cause appartiennent aux genres Gymnodinium, Alexandrium ou Prorocentrum (Dinoflagellés), mais certaines diatomées (Pseudo-nitzchia) sont également incriminées. (Shumway, 1990) passe en revue les troubles répertoriés chez les mollusques : à côté de simples réductions d'ouverture valvaire ou de filtration, des effets immunitaires tels la réduction du nombre d'hémocytes ont pu être observés (Wikfors, 2005.).

En France, au cours de la décennie écoulée, un seul cas de mortalité d'huîtres (huîtres adultes principalement) a pu être attribué indubitablement à un phytoplancton « ichtyotoxique » : *Gymnodinium nagasakiense*: dont l'efflorescence survenue en juin-juillet 1995, depuis la pointe de Bretagne jusqu'à la Vendée, a occasionnée des mortalités de nombreux poissons et invertébrés[20].

En baie de Quiberon, à deux reprises (1998 et 2003), des mortalités d'invertébrés benthiques, (marginalement d'huîtres), ont suivi la fin d'un bloom important de la diatomée *Cerataulina* (jusqu'à $2x10^6$ cellules par litre), accompagnée d'une importante production de mucus, qui aurait obstrué les branchies des filtreurs, et probablement occasionné un afflux organique important au niveau du sol (Taylor, *et al.*, 1985).

Les aptitudes des différentes espèces phytoplanctoniques, à assurer croissance et survie optimales des huîtres pourraient être plus diversifiées qu'attendu, selon les essais en cours de modélisation de la croissance des huîtres dans le bassin d'Arcachon (S.Pouvreau comm.pers.).

---

[19] voir le risque sédimentaire (p. 31)

[20] Belin, C., Marcaillou-Le Baut, C.&Amzil, Z., 1996. French Monitoring Network on Phycotoxins. Detection methods of Diarrheic Shellfish Poison (DSP) and Paralytic Shellfish Poison (PSP). Mouse-tests. IFREMER, Nantes (France). 29 pp. 1996.

4.3. Résumé

- A l'échelle nationale, une corrélation statistique positive a pu être établie entre la mortalité des huîtres de 1 an et la teneur en chlorophylle a de la colonne d'eau : cette relation doit beaucoup à l'opposition entre les stations du bassin de Marennes Oléron (où des fortes mortalités de ces huîtres correspondent à des teneurs en chlorophylle a élevées) et les autres stations d'estran.

- L'analyse à l'échelle régionale confirme la signification de cette tendance, qui vaut également pour les huîtres de 2 ans, là où elle est la plus prononcée (Baie de Morlaix). Par contre, une relation inverse significative est mise en évidence dans le site subtidal de la baie de Quiberon, sur les 2 classes d'âge.

- Sur la plan quantitatif (toujours à l'échelle nationale), croissance et mortalité sont globalement peu connectées, ce qui tend à montrer que le risque représenté par la ressource trophique n'est pas réductible à son expression en termes de croissance – maturation[21].

- Pour cette raison, la ressource trophique a également été étudiée sous l'angle qualitatif. L'ensemble des études, à l'échelle nationale (analyses du réseau REPHY) ou régionale (Baie des Veys, bassin de Marennes Oléron) met bien en évidence une variabilité spatiale et temporelle des cortèges phytoplanctoniques, mais sans établir de relation de cause à effet entre ces changements saisonniers et des épisodes de mortalité courante. Quelques cas de mortalité ont un lien avéré avec une efflorescence « ichtyotoxique » (eg *Gymnodinium nagasakiense* en 1995).

- La signification et l'interprétation du « risque trophique » restent à préciser pour les différentes configurations de bassins ostréicoles : si les mortalités d'huîtres adultes de la Baie des Veys paraissent assimilables à celles rapportées dans des baies eutrophes du Japon ou des Etats-Unis, les mortalités d'huîtres de 1 an sont observées en France dans des bassins conchylicoles loin d'être typiquement eutrophes : l'impact sur les huîtres en élevage des changements floristiques observés en fin de printemps-début d'été dans ces bassins reste à explorer....

-

[21] Voir Synthèse du Thème II : Les risques associés à la physiologie de l'huître en période de reproduction

5. Le risque sédimentaire

5.1. Introduction

Sur de longues périodes, la tendance est à l'envasement progressif des baies, estuaires et bassins. Ainsi le bassin de Marennes Oléron a vu son volume réduit de 20% environ entre 1824 et 1995, avec une accélération importante depuis 1970 (démarrage de l'élevage de *Crassostrea gigas* en France) (Bertin, *et al.*, 2004). En baie de Veys, également, les études ont montré une accélération des processus de comblement sédimentaire[22]. En baie du mont Saint Michel, le processus d'envasement de certaines zones conchylicoles amène à prendre en compte ce phénomène dans la gestion et l'aménagement de ces zones. Il n'existe cependant pas, à l'heure actuelle, de bases de données de type "sédimentaire" au niveau de l'ensemble des écosystèmes conchylicoles, qui permettrait une analyse nationale similaire à celle couvrant les risques "pluviométrie", "thermique" ou même "trophique".

Le risque zootechnique lié à la présence de ce sédiment a été identifié dans le Bassin de Marennes Oléron par des suivis effectués depuis 1996 : la mortalité estivale des élevages "à plat" ou à proximité du sédiment (quelques cm), observée sur des huîtres de 2 ans, y est significativement supérieure de 15-20% à celle des élevages sur tables ostréicoles (élévation de 50 à 70 cm par rapport au sol)[23] (Figure 29) (Gagnaire, *et al.*, (In Press); Soletchnik, *et al.*, 1999)

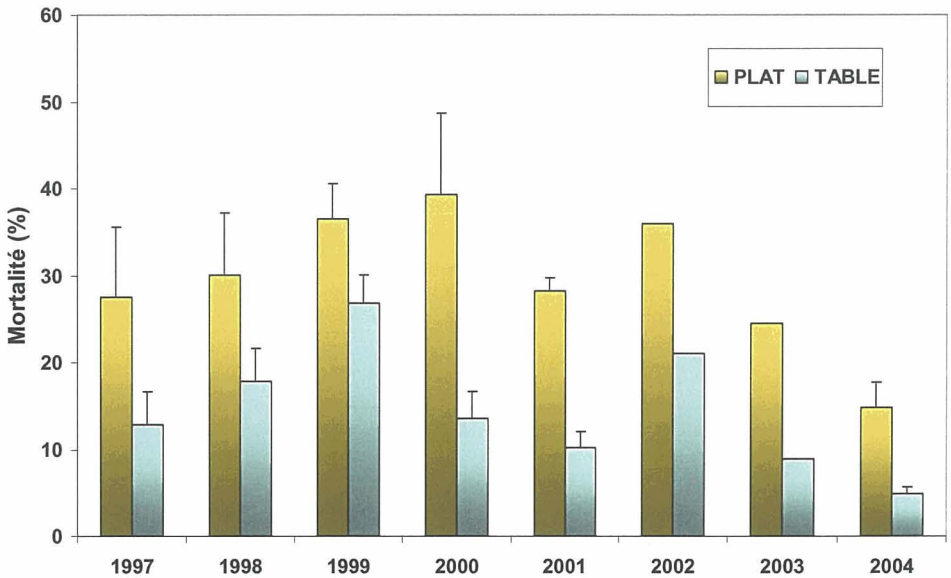


Figure 29. Mortalité comparée entre les élevages à 0-15 cm et 50-70 cm sur le site atelier de Perquis dans le sud du Bassin de Marennes Oléron.

Dans le contexte plus général du modèle d'interactions aboutissant aux mortalités estivales, la reproduction apparaît comme un facteur déterminant[24]. L'interaction de cet effet de la reproduction avec celui lié à la proximité du sédiment a cependant été mise en évidence lors d'expérimentations

[22] Sylvand, B., Marion C., Lecouturier A. et Ropert M. (2003).Nouvelle cartographie sédimentaire de la zone conchylicole de Grandcamp-Maisy en Baie des Veys (Baie de Seine occidentale, Manche orientale). GEMEL. Programme MOREST WP6 - contrat 02 6 522 053. 14 p.

[23] Soletchnik P., Bouchet V., Malestroit P., Seugnet J. L., Blouin F., Knoery J.R., Burgeot T., Sauriau P.G. (2005). Mortalité de Crassostrea gigas dans le Bassin de Marennes Oléron. Étude physico chimique du sédiment. Rapport interne Ifremer LER-PC

[24] Voir Synthèse du Thème II : Les risques associés à la physiologie de l'huître en période de reproduction

menées sur le bassin de Marennes Oléron avec des cheptels de 18 mois triploïdes (dont la maturation est peu significative) et diploïdes, positionnés à des distances de +15 et +70 cm du sédiment, montrant une amplification de la mortalité à l'élévation la plus basse. Cette contribution zootechnique à la mortalité due à l'interaction entre sédiment et maturation varie selon le niveau de mortalité annuelle (entre 22 et 10% de la variabilité totale (Figure 30). Les deux années consécutives 2004 et 2005 sont cependant des années au cours desquelles la mortalité des huîtres à proximité du sédiment reste insignifiante et sans conteste les plus faibles de ces dix dernières années (Soletchnik, com pers.).

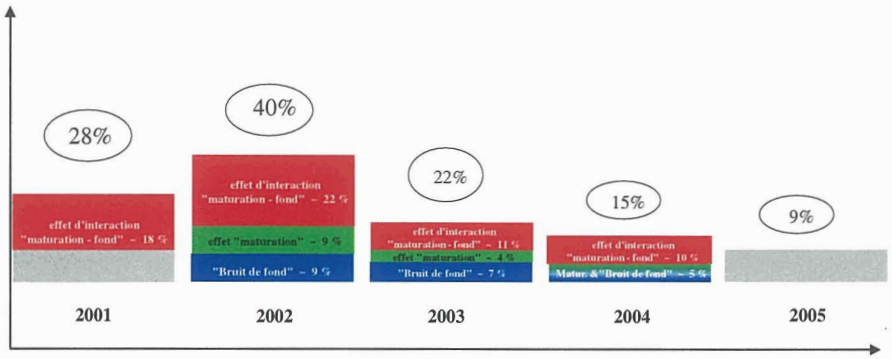
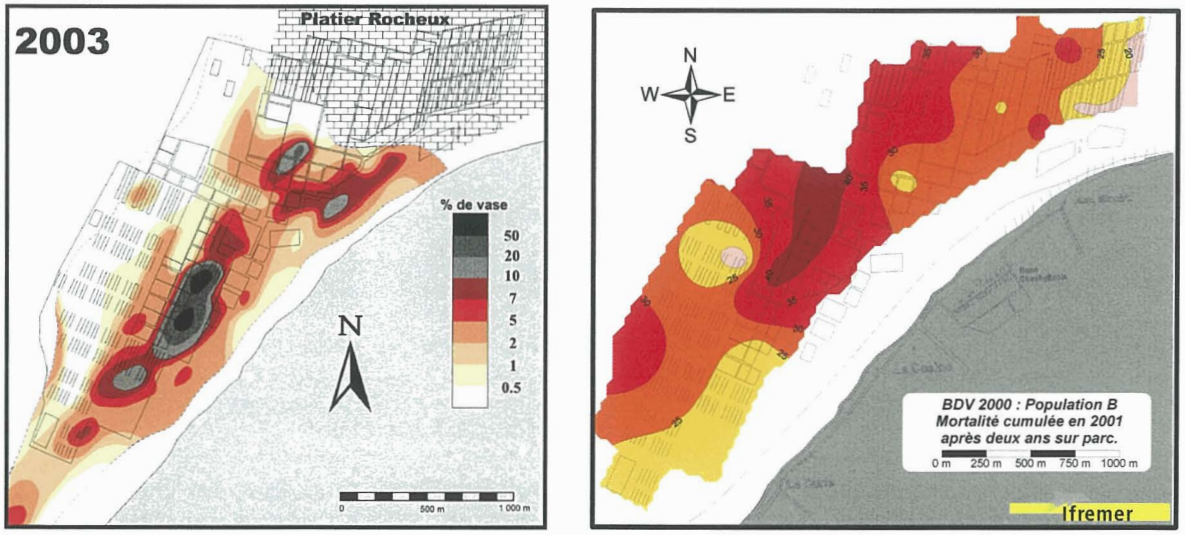


Figure 30. Découplage zootechnique entre risques maturation et proximité du sédiment dans le cas de l'étude du modèle plat table du Bassin de Marennes Oléron (mortalité totale mentionnée dans les cercles)

5.2. Le risque sédimentaire sur les sites atelier

En Baie des Veys, l'élevage à plat ne fait pas partie des pratiques culturales traditionnelles. Toutefois, le compartiment sédimentaire de cet écosystème revêt un caractère important du fait d'une accélération des processus de comblement sédimentaire qui ont touché la Baie des Veys ces dernières décennies (analogie avec le bassin de Marennes Oléron). La cartographie sédimentaire effectuée en 2003 a confirmé la tendance à l'envasement et à l'affinement des sédiments sur les parcs conchylicoles, avec des taux de pélites atteignant plus de 50 % (pourcentage pondéral) dans des secteurs qui ne dépassaient pas 7 % il y a 10 ans (Figure 31A).



A B

Figure 31 : Cas de la Baie des Veys : répartitions spatiales (A) des teneurs en vases (% pondéral du sédiment) en 2003 [25] et (B) des mortalités ostréicoles observées en 2000

[25] Sylvand, B., C. Marion, A. Lecouturier et M. Ropert (2003).Nouvelle cartographie sédimentaire de la zone conchylicole de Grandcamp-Maisy en Baie des Veys (Baie de Seine occidentale, Manche orientale). GEMEL. Programme MOREST WP6 - contrat 02 6 522 053. 14 p.

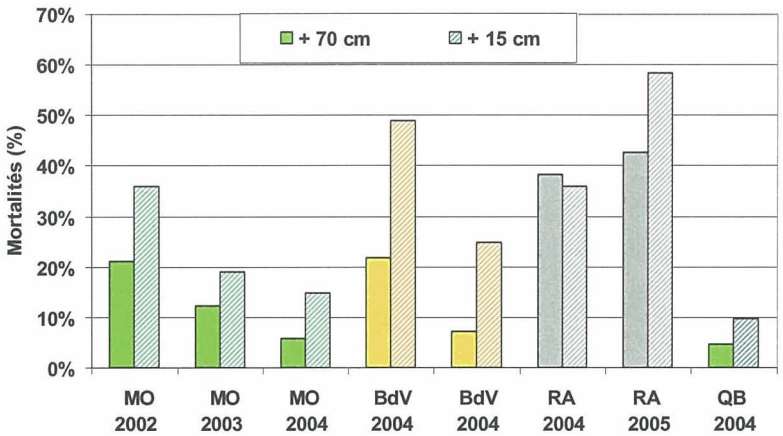
Dans le même temps, les cheptels localisés dans les secteurs envasés montrent une sensibilité accrue par rapport à ceux situés sur des fonds plus sableux (Figure 31 B), soulevant ainsi la question de l'influence du compartiment sédimentaire en tant que facteur concourrant aux mortalités ostréicoles.

En Bretagne Sud, l'activité ostréicole se partage entre la production sur estran et en eau profonde, essentiellement en baie de Quiberon où se pratiquent les semis au sol. Dans ce dernier cas, des mortalités entre 30 et 50 % sont régulièrement observées depuis quelques années sur des juvéniles ou des adultes. L'envasement des zones d'estran et l'existence de ces semis en eau profonde font que l'appréhension du facteur sédimentaire revêt également un caractère important sur ce secteur.

Sur le bassin de Marennes Oléron, les mortalités liées à l'élevage traditionnel à plat ont justifié la série d'études menées depuis 1997 (Figure 29).

La plus grande sensibilité des cheptels en fonction de leur niveau d'élévation par rapport au sol se retrouve sur les trois sites ateliers à des degrés divers (Figure 32). Cet "effet sédiment" est significatif sur les sites de Marennes – Oléron et de la Baie des Veys, quel que soit le niveau de mortalité atteint en 2002 et 2004. Sur le site de la rivière d'Auray, l'effet sédiment n'est discriminant qu'en 2005. L'effet de la proximité du sédiment se retrouve en eau profonde en 2004 (baie de Quiberon) avec des niveaux de mortalité faibles

Cette absence d'effet sédimentaire visible sur estran en Bretagne Sud peut être due : (1) à un effet fort impliquant l'ensemble de la masse d'eau entre 10 et 70 cm, (2) à l'absence du facteur causal qui s'exprime sur les autres sites. L'identification de ce dernier reste à déterminer.



MO: Perquis (Marennes Oléron

BdV: Baie des Veys (Normandie)

RA: Rivière d'Auray (Bretagne Sud)

QB: Baie de Quiberon (Bretagne Sud)

Figure 32 : Mortalités sur poches hautes (+70 cm) et basses (+15 cm) selon les sites et années

Pour autant, existe-t-il une analogie de problématique entre les différents bassins à propos de ce risque sédimentaire ? On peut remarquer en particulier que ces résultats portent sur des huîtres de 2 ans, à l'exception des sites de Bretagne Sud pour lesquels les données correspondent à des mortalités de "1 an".

En 2003, l'épisode de mortalité a fait l'objet, sur le site de Ronce Perquis, d'un suivi montrant que cette mortalité est survenue en quelques jours sur l'ensemble des cheptels, avec des taux de mortalité significativement plus élevés à +15 cm. L'existence d'un phénomène de "stress" lié à la proximité du sédiment, et suffisamment aigu pour provoquer cette crise, est ainsi mis en évidence (Figure 33).

Lors de cette crise, les cheptels triploïdes élevés à proximité du sédiment n'ont pas montré de mortalités significatives, pointant ainsi l'existence d'une interaction entre les effets "sédiment" et "reproduction".

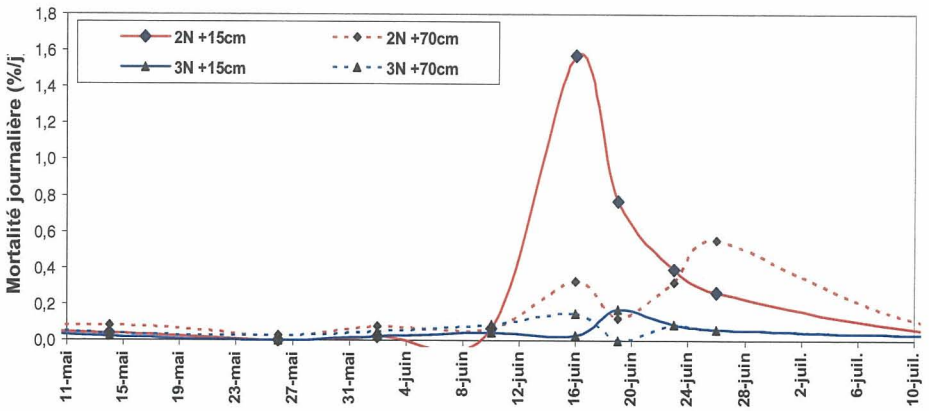


Figure 33: Mortalité enregistrée le 16 juin 2003 pour des lots d'huîtres en élevage en condition 15cm depuis le 14 mai, le 26 mai et le 10 juin. Le témoin est un lot d'huître en élevage sur Table – 70cm depuis le 14 mai.

Dans le même temps, le niveau de mortalité observé sur ces cheptels est apparu proportionnel à leur temps de séjour à +15 cm avant l'épisode de mortalité, suggérant également l'existence d'une influence chronique due à la proximité du sédiment et provoquant un affaiblissement proportionnel des cheptels (Figure 34).

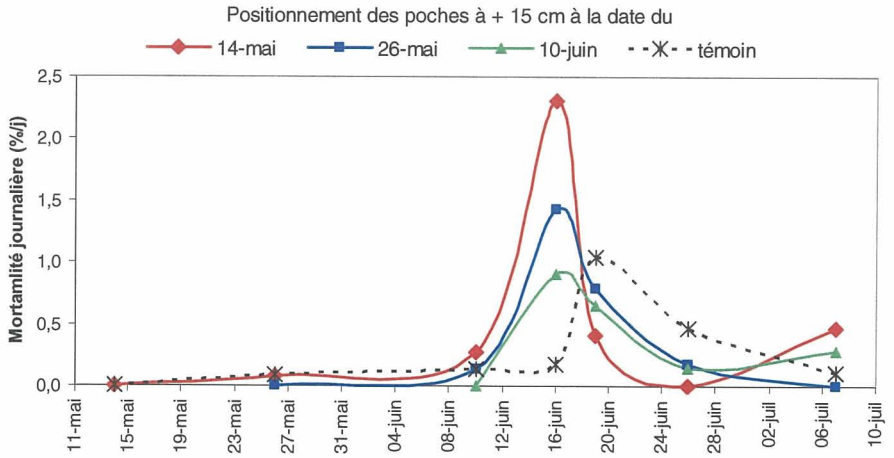


Figure 34: Mortalité enregistrée le 16 juin 2003 pour des lots d'huîtres en élevage en condition 15cm depuis le 14 mai, le 26 mai et le 10 juin. Le témoin est un lot d'huître en élevage sur table – 70cm depuis le 14 mai.

En première analyse, ce stress est susceptible d'être potentiellement induit par le sédiment par le biais de différents facteurs au rang desquels :

- Les substances provenant de la reminéralisation de la matière organique (sulfures, ammonium...) apportée par les bassins versants (cf. p 13) ou produite par les processus biologiques (blooms de phytoplancton ou de phytobenthos);
- Les molécules toxiques issues de rejets anthropiques (pesticides, hydrocarbures, ...)[26]:
- Les agents pathogènes[27]
- Les aspects liés à la nutrition des huîtres (cf.p. 21) et notamment les modifications qualitatives susceptibles de se produire à l'interface eau-sédiment.

---

[26] voir synthèse Thème III : Risque associé aux stress environnementaux

[27] Voir synthèse Thème V : Risque associé aux pathogènes

L'accent a été notamment mis sur le suivi des substances toxiques liées à la chimie du sédiment sur les différents sites atelier à partir de 2003.

5.3. Études liées à la chimie du sédiment sur les sites atelier

Quelle que soit l'origine de la matière organique présente dans le sédiment, sa dégradation est susceptible d'aboutir à la formation de composés réduits potentiellement toxiques (sulfures et ammoniac) qui se forment en fonction de la disponibilité en oxygène. En raison du caractère potentiellement toxique des sulfures et de l'azote ammoniacale (sous sa forme NH_3), l'accent a été mis sur l'étude de l'évolution des concentrations de ces composés réduits dans le sédiment, ainsi que sur l'approche de leurs flux potentiels à l'interface (travaux menés par le laboratoire LBCM (Ifremer, Nantes) sur les sites atelier entre 2003 et 2005[28].

Les résultats[29] mettent en évidence sur les trois sites atelier un phénomène similaire d'apparition à l'intérieur du sédiment de "poches" de concentrations importantes de sulfures et d'azote ammoniacale, qui se rapprochent de l'interface eau-sédiment pendant la période d'apparition des phénomènes de mortalités.

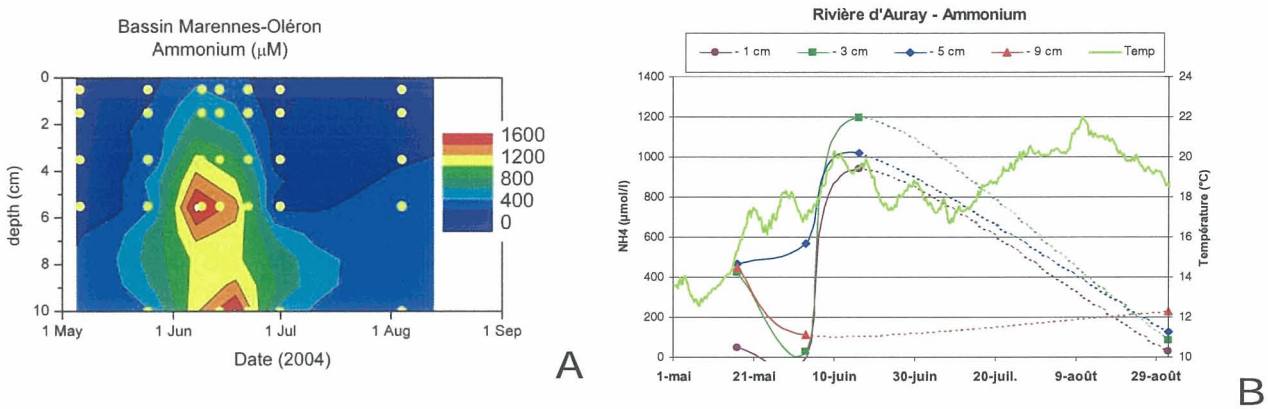


Figure 35 : Cinétique d'évolution de l'azote ammoniacal en 2004 : (A) sur site de Perquis ; (B) sur le site de la Rivière d'Auray.

Ainsi en 2004 sur le site de Perquis, (Bassin de Marennes Oléron) la période d'augmentation des concentrations en azote ammoniacal du sédiment est centrée sur le mois de juin. Les plus fortes concentrations sont enregistrées vers 5 cm en profondeur du sédiment (Figure 35 A).

Ce scénario d'évolution des concentrations en substances réduites dans le sédiment au moment des épisodes de mortalité se retrouve en 2004 sur estran en Bretagne Sud (Figure 35 B). Le pic de concentration coïncide avec la période de passage du seuil de 19°C.

Sur le même site de Perquis, la période de juin 2004 a été marquée par des variations très fortes de la teneur en phytobenthos dans le sédiment superficiel qui se traduisent par une montée rapide de la teneur en chlorophylle a en surface du sédiment (fin mai – début juin), suivie d'une chute brutale (mi juin), et d'une remontée rapide fin juin (Figure 36). La chute de phytobenthos a été suivie d'une montée de la concentration en NH_4^+ dans la zone suprabenthique suggérant une reminéralisation rapide après la chute du bloom.

En 2004 sur le site de Marennes Oléron, le pic de mortalité des huîtres est centré sur le début juin. Même si la fréquence des prélèvements ne permet pas un ajustement précis dans la succession des évènements, cette phase de mortalité survient pendant la période "dystrophique" mise en évidence dans cette étude, et donc pendant une phase de perturbation importante du milieu situé à l'interface eau-sédiment. On peut penser qu'un stress issu du sédiment, lié à l'évolution des

[28] Bassin de Marennes Oléron : 2003-2004; Rivière d'Auray :2003-2005; BDV : 2004.

[29] Voir Synthèse du thème III : Risque associé aux stress environnementaux

composés réduits en profondeur, ainsi qu'à la succession des processus de chute des blooms et de reminéralisation rapide, compose avec les composantes intrinsèques (génétique et maturation) pour induire un épisode de mortalité.

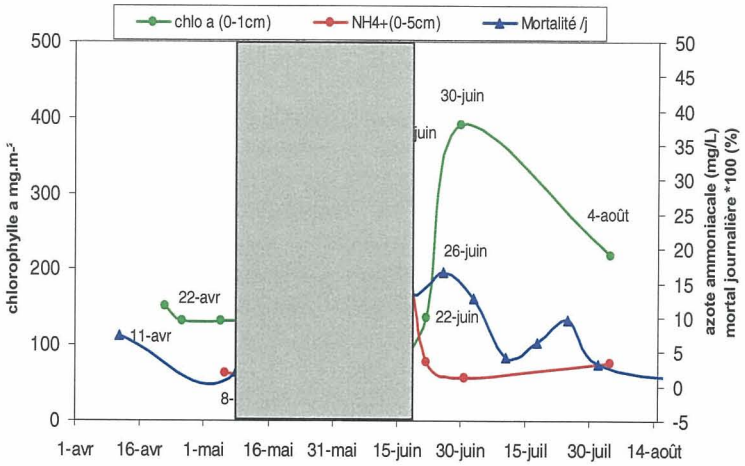


Figure 36 : Évolution de l'azote ammoniacal dans le sédiment, de la chlorophylle a du microphytobenthos et des mortalités d'huîtres sur le site de Perquis (2004),.

L'existence du noyau d'azote ammoniacal qui se développe dans le sédiment est cohérent avec un processus de dégradation de la matière organique accumulée pendant les mois précédents, notamment lors des pluies de printemps, qui s'intensifie avec l'élévation progressive de la température du mois de mars jusqu'au mois de juin. L'évolution de cette "poche" d'azote ammoniacal à l'intérieur du sédiment traduit le déplacement, vers la surface, de la limite anoxique pendant cette période. Les modifications induites trouvent leur traduction dans la diminution de la biodiversité des populations de Foraminifères dans les premiers cm du sédiment (Bouchet, comm. pers.). Cette situation est susceptible de générer un flux d'azote ammoniacal à l'interface eau-sédiment qui pourrait favoriser dans un premier temps l'apparition d'un bloom de phytobenthos. Dans ce scénario, l'apparition de la forme toxique NH_3 dans le milieu basique induit par ce bloom pourrait provoquer la chute de ce dernier et l'apparition d'une crise dystrophique (Soletchnik et al., 2005).

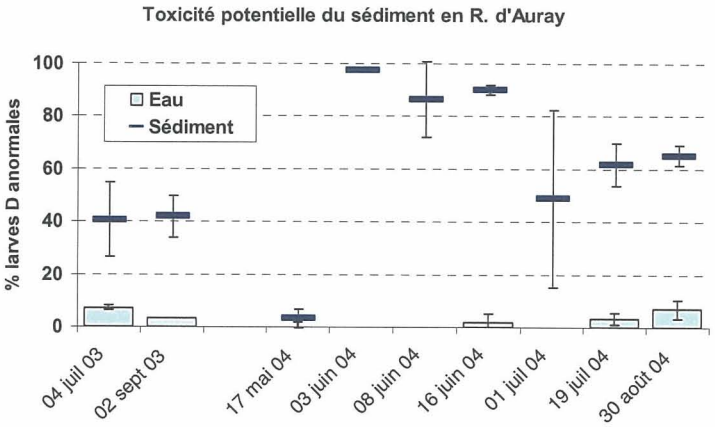


Figure 37: Estimation de l'écotoxicité de l'eau et du sédiment par test larves (site de la Rivière d'Auray) (Quiniou, com. pers.)

L'action directe de ces substances sur les huîtres en élevage est une autre voie de stress possible. Les suivis effectués en 2005 en Bretagne Sud montrent cependant que la concentration en composés réduits diminue rapidement dans l'eau supra benthique et que les concentrations n'atteignent pas des niveaux susceptibles de provoquer une toxicité aiguë sur des huîtres "physiologiquement robustes"[30].

Ces données sont confirmées par les mesures d'écotoxicité (Quiniou, *et al.*, 2005) effectuées sur l'eau interstitielle du sédiment et sur l'eau suprabenthique par le laboratoire BEL/LBEX (Ifremer, Brest) (Figure 37). Les données, obtenues en 2004 sur le site de la rivière d'Auray, ont montré une écotoxicité importante du sédiment au cours du mois de juin (c'est-à-dire pendant la période de mortalité) sans que l'eau prélevée au-dessus du sédiment ne présente cette toxicité. Par contre, à

[30] Voir Synthèse du thème III : Risque associé aux stress environnementaux

composés réduits en profondeur, ainsi qu'à la succession des processus de chute des blooms et de reminéralisation rapide, compose avec les composantes intrinsèques (génétique et maturation) pour induire un épisode de mortalité.

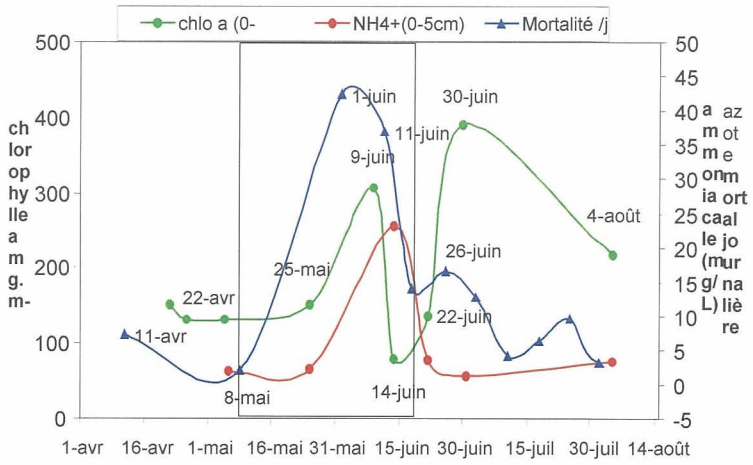


Figure 36 : Évolution de l'azote ammoniacal dans le sédiment, de la chlorophylle a du microphytobenthos et des mortalités d'huîtres sur le site de Perquis (2004),.

L'existence du noyau d'azote ammoniacal qui se développe dans le sédiment est cohérent avec un processus de dégradation de la matière organique accumulée pendant les mois précédents, notamment lors des pluies de printemps, qui s'intensifie avec l'élévation progressive de la température du mois de mars jusqu'au mois de juin. L'évolution de cette "poche" d'azote ammoniacal à l'intérieur du sédiment traduit le déplacement, vers la surface, de la limite anoxique pendant cette période. Les modifications induites trouvent leur traduction dans la diminution de la biodiversité des populations de Foraminifères dans les premiers cm du sédiment (Bouchet, comm. pers.). Cette situation est susceptible de générer un flux d'azote ammoniacal à l'interface eau-sédiment qui pourrait favoriser dans un premier temps l'apparition d'un bloom de phytobenthos. Dans ce scénario, l'apparition de la forme toxique NH_3 dans le milieu basique induit par ce bloom pourrait provoquer la chute de ce dernier et l'apparition d'une crise dystrophique (Soletchnik et al., 2005).

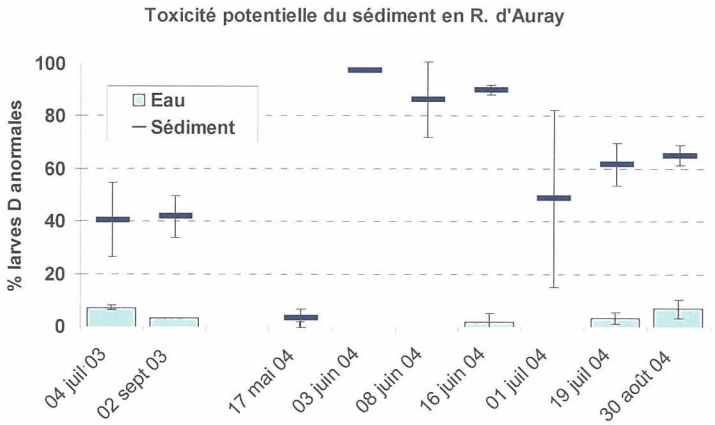


Figure 37: Estimation de l'écotoxicité de l'eau et du sédiment par test larves (site de la Rivière d'Auray) (Quiniou, com. pers.)

L'action directe de ces substances sur les huîtres en élevage est une autre voie de stress possible. Les suivis effectués en 2005 en Bretagne Sud montrent cependant que la concentration en composés réduits diminue rapidement dans l'eau supra benthique et que les concentrations n'atteignent pas des niveaux susceptibles de provoquer une toxicité aiguë sur des huîtres "physiologiquement robustes"[30].

Ces données sont confirmées par les mesures d'écotoxicité (Quiniou, *et al.*, 2005) effectuées sur l'eau interstitielle du sédiment et sur l'eau suprabenthique par le laboratoire BEL/LBEX (Ifremer, Brest) (Figure 37). Les données, obtenues en 2004 sur le site de la rivière d'Auray, ont montré une écotoxicité importante du sédiment au cours du mois de juin (c'est-à-dire pendant la période de mortalité) sans que l'eau prélevée au-dessus du sédiment ne présente cette toxicité. Par contre, à

[30] Voir Synthèse du thème III : Risque associé aux stress environnementaux

Marennes Oléron, en juin 2003 et 2004, les tests d'écotoxicité effectués sur les larves d'huîtres (Quiniou, com. pers.)[31] , montrent une "double" toxicité de l'eau et du sédiment. Cette toxicité issue du sédiment constitue bien un facteur de risque avéré qui pourrait constituer un facteur déclenchant de stress aigu... dont les mécanismes sont encore à démontrer.

5.4. Résumé

- L'investigation zootechnique développée depuis 1997 sur le sud du Bassin de Marennes Oléron met nettement en évidence un "effet sédiment". Les études multidisciplinaires menées sur ce site en 2003 et 2004 ont confirmé l'existence de ces mortalités différentielles à différentes niveaux d'élévation par rapport au sédiment..

- Ces mortalités sont concomitantes à l'existence de perturbations importantes dans le sédiment ainsi qu'à l'interface eau-sédiment. Une étude particulière menée en 2004 révèle l'existence, lors des épisodes de mortalité, d'une chute de blooms de microphytobenthos accompagnée d'une "crise dystrophique" .

- Dans la même étude, la chute de biodiversité de foraminifères entre avril et mai-juin, montre qu'un stress en provenance du sédiment perdure pendant quelques semaines dans les premiers mm de sédiment.

- Cet effet "sédiment" se retrouve en 2004 au niveau du site de Baie des Veys, alors que sur le site de la Rivière d'Auray, les réponses obtenues en 2004 et 2005 apparaissent plus variables d'une année à l'autre.

- Les concentrations en NH_4^+ et H_2S mesurées en surface du sédiment et dans le sédiment, entre 2003 et 2005, montrent la concomitance des épisodes de mortalité d'huîtres et des pics de composés réduits dans le sédiment.

- L'évolution des concentrations de composés réduits dans le sédiment, et les modifications observées à l'interface montrent une dynamique de reminéralisation de la matière organique générant des modifications sur l'ensemble de la période printanière.

- Le relargage (dont l'importance reste à démontrer) de ces composés chimiques à l'interface exerce vraisemblablement une influence sur le phytobenthos ainsi que sur la colonne d'eau mais ne peut, en tout état de cause, être seul responsable d'une toxicité létale pour les huîtres.

- L'action du sédiment provoque une double action, chronique par affaiblissement des huîtres élevées à proximité du sédiment, et aigu par induction d'épisodes de mortalités. Ces effets se conjuguent avec la maturation des animaux.

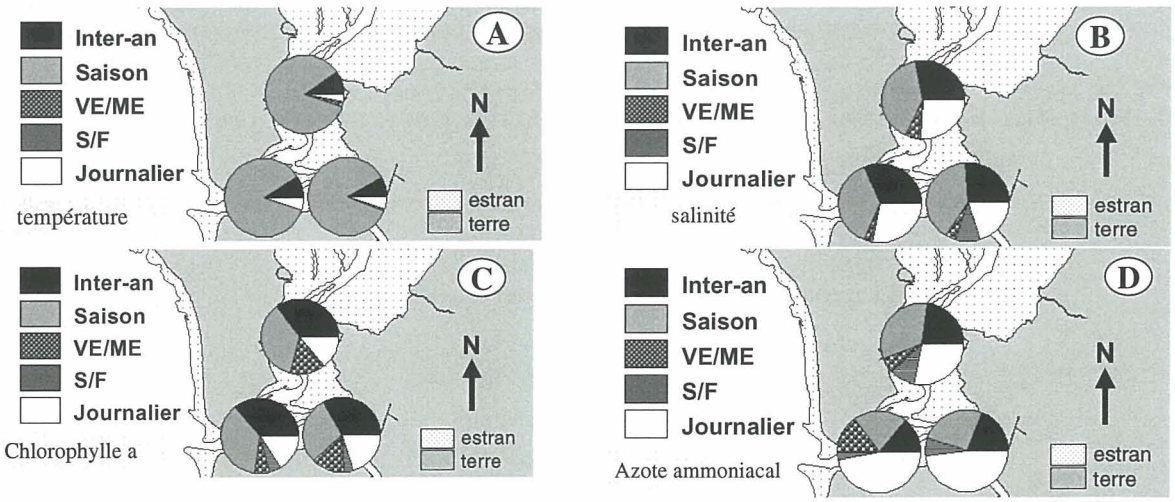
[31] Quiniou F., Klein B. Et Caisey X. (2004). Évaluation de la toxicité potentielle des eaux et des sédiments à l'aide du bio-essai bivalve. Rapport Ifremer DEL/PC/2004-10/Brest
Voir également Synthèse du thème III : Risque associé aux stress environnementaux

6. Discussion conclusion

6.1. Variabilité spatiale et temporelle des risques environnementaux étudiés

Depuis 1972, un réseau de suivi hydrologique est développée à l'échelle du bassin de Marennes Oléron (Soletchnik, *et al.*, 1998). En 2002, une série de campagnes hydrologiques ont été organisées en complément. Le couplage des informations issues ces deux approches (Struski, 2005), a permis d'appréhender les différentes échelles spatio-temporelle de variation des processus hydrologiques du bassin (de l'inter annuel au journalier) (Figure 38). La variabilité "Vives-Eaux Mortes-Eaux" (VE/ME) intègre à la fois la bimensualité de l'échantillonnage mais également l'influence de l'hydrodynamisme. La comparaison Surface/Fond (S/F) intègre à la fois la dimension "spatiale" de l'échantillonnage, mais également les effets de l'hydrodynamisme sur le fond. Seuls sont présentés ici les éléments concernant le sud du bassin de Marennes Oléron où se localise le site atelier "Perquis".

Les résultats montrent que l'échelle de variabilité de la **température** est déterminée par une dimension très majoritairement et presque exclusivement saisonnière (Figure 38A). La variabilité de la **salinité** se partage quant à elle entre des échelles temporelles interannuelles, saisonnières et journalières (Figure 38B) alors que la **Chlorophylle a** voit s'introduire une dimension supplémentaire, bimensuelle, liée aux cycles "Vives Eaux/Mortes Eaux" (Figure 38C). A l'inverse de sels nutritifs comme les nitrates ou les silicates qui sont directement associés aux débits de la Charente (Soletchnik, *et al.*, 1998), l'azote ammoniacal provient essentiellement des processus de minéralisation de la matière organique au niveau du sédiment (apports terrigènes et biodépots de huîtres). L'azote ammoniacal produit ne représente pas un risque tant qu'il diffuse régulièrement ou qu'il est absorbé par le microphytobenthos. Relargué brutalement et en masse dans la colonne d'eau (Knoery, com pers.), cette substance chimique peut par contre constituer un véritable "risque sédimentaire. **L'Azote ammoniacal** (Figure 38D), répond donc à des forçages de type saisonniers et surtout journalier traduisant ici une interaction forte avec l'hydrodynamisme des cycles de marées et temps de résidence des masses d'eau.



d'après (Struski, 2005)

Figure 38 : Différentes échelles de variabilité spatiale et temporelle des descripteurs hydrobiologiques du sud du bassin de Marennes Oléron : (A) = température; (B) = salinité ; (C) = chlorophylle a, et (D) = azote ammoniacale (indicateur d'impact d'origine sédimentaire) (d'après Struski, 2005) et représentant "peu ou prou" les risques du thème I..

L'analyse de ces processus dans le cadre de l'identification des facteurs de risques associés aux mortalités est ainsi d'autant plus difficile à appréhender que les sources de variabilités sont multiples et interagissent entre elles. Cette approche montre également l'importance de pouvoir tenir compte, lors de l'acquisition de ces données, de ces multiples sources de variabilité et d'adapter en conséquence la fréquence des mesures. Ainsi, l'utilisation de la mesure en continue (pas de mesure de 15mn) pour démontrer l'impact des dessalures, intenses mais fugaces, sur la mortalité d'huîtres en Baie des Veys, constitue une excellente démonstration de la nécessité d'appréhender les mesures de la salinité à l'échelle journalière.

6.2. le risque thermique

Les profils de température enregistrés dans la masse d'eau (PM ± 1h) se synchronisent remarquablement avec ceux enregistré à l'interface eau/sédiment (Figure 39). Ce résultat est déterminant car il établit un lien direct entre la colonne d'eau et le compartiment sédimentaire pour l'ensemble des processus sous dépendance de la température. La mise en évidence de l'effet "seuil à 19°" doit donc être intégrée à l'ensemble des compartiments de l'écosystème établissant par là même un lien entre le "risque thermique" et le "risque sédimentaire".

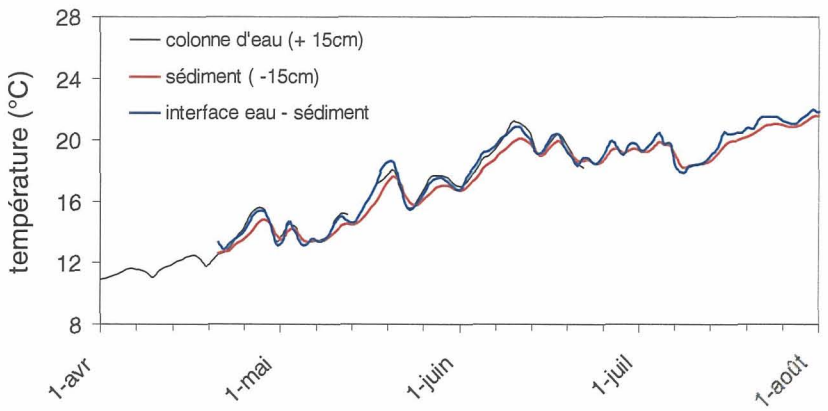


Figure 39 : profils thermiques enregistrés sur le site atelier du bassin de Marennes Oléron en 2004.

Ainsi, si la température seule ne tue pas les huîtres, elle n'en demeure pas moins un des facteurs les plus constants associé à l'apparition des mortalités estivales. Il faut donc considérer la température comme un facteur de risque qui est maximisé lorsque la température atteint 19°C.

D'autre part, le fait que d'autres écosystèmes ostréicoles plus chauds (eg Arcachon, Thau) échappent aux mortalités illustre le caractère multifactoriel des processus inducteurs de mortalités ostréicoles. Le facteur thermique est présent sur ces sites, mais insuffisant à lui seul. La mortalité estivale de *Crassostrea. gigas* résulte d'une combinaison de causes environnementales et de facteurs intrinsèques à la population étudiée qui ne deviennent létal qu'à 19°C..

Si la température n'est pas un agent causal directement impliqué dans les mortalité, l'"effet seuil" mis en évidence peut être relié à différentes hypothèses: (1) cinétiques de croissance et/ou de virulence de certaines souches bactériennes pathogènes[32] ; (2), cinétiques de biodégradation (reminéralisation) de la matière organique enfouie dans le sédiment[33] , (3) Influence de la dynamique thermique printanière sur la physiologie de l'animal ; etc ...

6.3. Le risque pluviométrie

Le risque eau douce peut être estimé par le biais de trois descripteurs, de précision croissante : (1) la pluviométrie, estimateur de l'importance des apports aux bassins versants ; (2) le débit, estimateur des apports terrigènes à l'estuaire et aux sites de production par les panaches des cours d'eau; (3) la salinité, paramètre intégrateur de l'ensemble des apports et des dilutions provoquées par le mélange des eaux, traceur des apports sur le lieu d'élevage.

Le rôle de l'eau douce est difficile a appréhender, dans un schéma de variabilité équivalente entre la variabilité interannuelle, saisonnière et journalière (Figure 38). Il agit probablement comme un "vecteur" de matière organique détritique, dépendant alors d'événements météorologiques particuliers et à forte variabilité inter annuelle (tels que des épisodes de crues par exemple). Dans ce cas, ces "événements" contribuent d'une part à un fort apport de sels nutritifs (laissant supposer une

[32] Voir Synthèse du thème V : Risque associé aux pathogènes

[33] Voir Synthèse du thème III : Risque associé aux stress environnementaux

production primaire associée) et d'autre part, au stockage et enfouissement de matière organique qui contribuera au risque sédimentaire du printemps-été, lors de la remontée des température. Dans d'autres cas, des apports terrigènes violents ou des rejets anthropiques "indésirables" (molécules toxiques issues de l'agriculture ou de l'industrie ; sels nutritifs obtenus par effet de lessivage des sols ....) peuvent constituer un stress aigu comme dans le cas du modèle de mortalité du bassin de Marennes [34]. Les apports (biodiversité algale, qualité d'eau ?) en provenance des claires ostréicoles sont également à prendre en considération dans le cas du Bassin de Marennes Oléron (partie sud) (Le Moine, Com. Pers).

Dès 2002, les fortes mortalités d'huîtres adultes en Baie des Veys étaient reliées avec les fortes pluviométries automnales et hivernales[35]. Les analyses ACP effectuées sur la façade Manche (Baie des Veys, Cancale, Paimpol, Morlaix), confirment ce résultat. L'effet "eau douce" est clairement mis en évidence en Baie des Veys, grâce aux trois descripteurs décrivant son influence : la pluviométrie, les débits[36] et la salinité[35]. Cet ensemble d'études a permis de bien montrer la relation forte (30-50% - à préciser) entre l'eau douce et la mortalité de *Crassostrea gigas* en Baie des Veys. Cet impact se manifeste par une action intense mais fugace qui se traduit par des dessalures fortes mais furtives mises en évidences par les sondes multiparamètres hautes fréquences depuis 1996 (Figure 40). Ce cas d'étude est exceptionnel, car il a permis de mettre en évidence des dessalures que les autres réseaux (mesures à pleine mer en situation de prélèvement bi mensuels) ne pouvaient percevoir. Cette approche permet de mettre en évidence une forte interaction d'échelle entre des processus fins (dessalures) se développant à petite échelle (quelques dizaines de minutes) et des processus plus globaux (mortalités ostréicoles) observées à grande échelle (annuelle à interannuelle). D'autre part, la finesse des mesures permet d'obtenir la meilleure régression avec la mortalité (Figure 41).

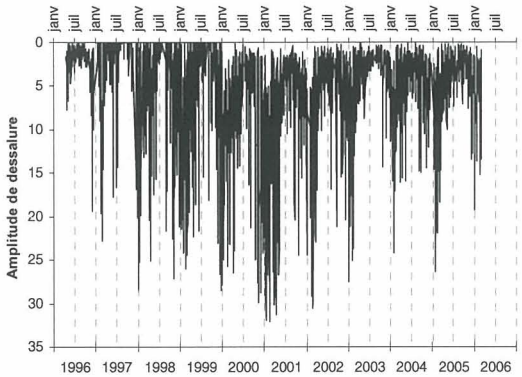


Figure 40 : Mise en évidence des "dessalures furtives" à travers amplitudes de dessalures enregistrées au cours de chaque cycle de marée entre 1996 et 2005

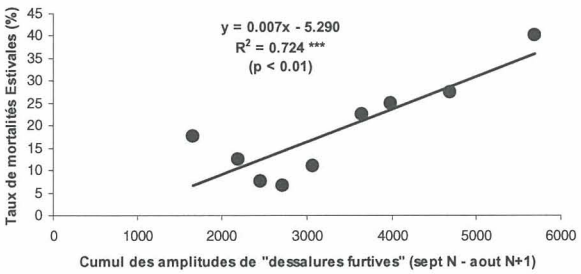


Figure 41 : Corrélation entre les dessalures furtives cumulées en Baie des Veys sur la période septembre N à aout N+1 avec les mortalités estivales de l'été N+1 (R^2 = 0,72 ; p< 0,01)

Ainsi, plusieurs hypothèses sont proposées : celle dont le crédit est le plus faible, concerne l'effet de chocs osmotiques automnaux et hivernaux sur la physiologie de l'huître, avec un effet retardé. Une deuxième hypothèse associée est celle d'une contamination par les apports du bassin versant (problématique écotoxicologique), avec également un effet de réponse (mortalité) retardé... Enfin la troisième hypothèse, la plus probable, consiste à dire que l'étude autour des dessalures furtives mais intenses, intègre en fait l'effet bassin versant de l'automne jusqu'au printemps. Une analyse incrémentale permet d'obtenir la meilleurs corrélation "influence bassin versant – mortalité" en prenant en compte la période d'octobre (année n) à avril (année n+1) (Figure 42).

---

[34]Voir Synthèse du thème III : Risque associé aux stress environnementaux

[35] Ropert, M. et J. Kopp (2000).Etude des mortalités ostréicoles de l'hiver 1998/1999 en Baie des Veys: Caractérisation et analyse temporelle des dessalures observées sur les parcs conchylicoles de la Baie des Veys depuis 1996. IFREMER. DRV/RA/RST/2000-10. 53 p.

[36] Misko, P. (2003).Etude des apports terrigènes en Baie des Veys (Volet environnement de MOREST) Institut Universitaire Européen de la Mer / IFREMER-DEL-SRB. R.INT.DEL/SR/03.10/Brest. 78 p.

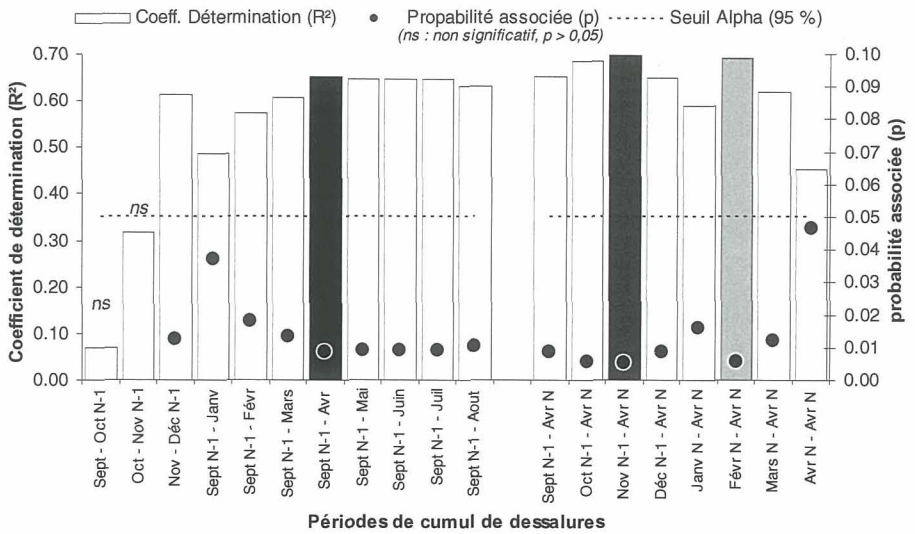


Figure 42 : Résultats des analyses de corrélation linéaire entre l'intégration du cumul de dessalures sur différentes périodes (abscisse) et les taux de mortalités estivales observées l'été suivant.. Partie gauche, cumul réalisé à partir de septembre N-1, partie droite cumul antérieur au mois d'avril)

Les travaux de modélisation (Grangeré, com pers) ont progressivement permis de comprendre comment les panaches de dessalure pouvaient toucher les parcs. Encore affinés, ces modèles vont pouvoir constituer de véritables outils pour la gestion de ce vrai risque identifié en Baie des Veys. Concernant l'action de l'eau douce (apports, pollution, choc osmotique, etc ...) sur l'animal, rien n'est encore clairement démontré (voir autre thèmes du programme).

Dans le cas du Bassin de Marennes Oléron, la relation globale eau douce–mortalité reste significative avec la salinité et les débits de Charente pour les huîtres de 2 ans. Elle disparaît avec la pluviométrie probablement du fait de la gestion de l'eau en Charente. Le modèle hydrologique développé sur la zone montre que les différentes parties du bassin ne sont pas affectées de la même manière par le panache de la Charente ; on peut globalement considérer un secteur nord très "dessalé", un secteur sud moyennement "dessalé", et un secteur nord ouest très faiblement "dessalé". Les parcs ne semblent pas soumis aux niveaux de dessalure extrêmes (de quelques ‰) mis en évidence en Baie des Veys. Les mesures de salinité obtenues dans le sud du bassin sont à peu près cohérentes avec les dessalures maximales de 24-25 ‰ données par le modèle.

Sur le site de la rivière d'Auray, aucune relation significative n'a pu être établie entre les mortalités des huîtres (1 an et 2 ans) et les apports d'eau douce. Cependant, sur un site aval de la rivière d'Auray (point REMORA I AY02), la relation entre mortalité et pluviométrie/débit est significative car l'année 2001 de très forte pluviométrie "entraîne" la relation, suggérant alors que des conditions pluviométriques exceptionnelles constituent un risque de "surmortalité" pour les huîtres de 1 an, et non pas pour les adultes (2ans). Cependant, cette relation doit être relativisée par l'inexistence de liens eau douce/mortalité sur l'ensemble des autres années (la régression sans l'année 2001 n'est pas significative) et sur le site atelier.

La période d'intégration des données hydrologiques (pluviométrie, débit, salinité) est importante car elle permet de déterminer quelles précipitations ont un effet sur les niveaux de mortalité des huîtres. En particulier, les précipitations d'automne hiver pourraient être associées plutôt à des apports de matière organique qui participent de l'effet sédiment (dépôt et reminéralisation de la matière organique), et seraient ainsi indirectement liées aux mortalités estivales. Les pluies de printemps, outre ces apports en matière organique, pourraient être à l'origine d'apports en sels nutritifs (augmentation de la ressource trophique et augmentation des biodépôts), d'apports en contaminants ou de forts apports d'eau douce responsables de stress aigus pouvant déclencher les mortalités. Il semble y avoir une certaine symétrie entre les apports automnaux et printaniers, et les meilleures corrélations sont obtenues en intégrant les donnes hydrologiques sur l'ensemble de la période. Cela ne permet donc pas de trancher entre un effet des pluies d'automne hiver (stress « chronique » à effet indirect), celles de printemps (stress « aigu » à effet direct) ou une combinaison des deux.

L'eau douce, indicatrice de l'influence plus ou moins forte des bassins versants, et/ou vectrice d'apports anthropiques, intervient dans certains écosystèmes conchylicoles sur les mortalités des huîtres de 2 ans. En l'état actuel des connaissances, le risque "eau douce" n'est pas généralisable à l'ensemble des écosystèmes conchylicoles. Ce risque doit être apprécié à travers des études spécifiques. Cette étude typologique "grossière" montre que l'ampleur des apports au niveau des différents sites ostréicoles, par les bassins versants ou par les panaches des grands fleuves, ne permet pas, seul, de "prédire" le niveau de mortalité de *Crassostrea gigas* dans chacun de ces sites. Le corollaire de cette conclusion est bien de dire que d'autres causes associées ou indépendantes au risque "eau douce" sont à rechercher sur certains sites sur lesquels *Crassostrea gigas* subit de fortes mortalités.

6.4. le risque trophique

Plusieurs constats supportent l'hypothèse du « **risque trophique** » : (1) Les analyses multivariées (ACP) traitant d'un ensemble de onze sites ostréicoles au sein d'une base de données couplant mortalités observées et données environnementales, montrent que l'indicateur trophique "chlorophylle a" (souvent couplé avec la température), est impliqué dans une corrélation légère mais positive avec la mortalité des deux classes d'âge. (2) Le "risque trophique" ressort également de l'approche expérimentale visant à reproduire différents types de conditions trophiques (eutrophes, mésotrophes et oligotrophes) à partir de plusieurs rations de microalgues[37]. (3) Les quatre années d'expérimentation d'évitement des conditions eutrophes de la Baie des Veys au printemps (par transfert vers la Côte Ouest du Cotentin), ainsi que les pratiques d'endurcissement par émersion tendent à montrer que l'abondance trophique au printemps est une condition nécessaire au déclenchement des mortalités[38].

Les analyses multivariées font également apparaître les phéopigments comme un indicateur corrélé positivement aux mortalités dans le cas des mortalités "printanières" des 2 ans, laissant penser qu'un excès de phéopigments au printemps serait préjudiciable à la survie. Les mortalités des 1 an seraient, quant à elles, corrélées négativement à l'abondance de phéopigments en été, montrant ainsi (1) que les besoins nutritifs entre 1 et 2 ans ne doivent pas être strictement équivalents, et (2) que cette différence de réponse est à rechercher dans la bivalence de la présence des phéopigments soit comme apports des bassins versants, soit comme conséquence de la dégénérescence des blooms phytoplanctoniques.

Cependant, la relation ressource trophique - mortalité fluctue **d'un bassin à l'autre**, probablement en fonction de l'abondance de cette ressource. En Baie des Veys, la tendance eutrophe est clairement suspectée d'influencer les mortalités d'huîtres de 2 ans. Par contre, dans le bassin de Marennes Oléron, où la ressource trophique est globalement limitante (Heral, *et al.*, 1988), le rapprochement entre surmortalité des huîtres (de 1 an particulièrement) et fortes teneurs en chlorophylle pose problème. En Bretagne Sud, enfin, on a pu mettre en évidence des influences de sens opposé, avec en particulier des surmortalités en situation oligotrophique en baie de Quiberon.

Par ailleurs, le "risque trophique" quand il est suspecté, se prête à **différentes interprétations**.

C'est par la voie de l'eutrophisation que le facteur trophique a été le plus mis en cause dans les mortalités d'huîtres, à l'échelle internationale, sous l'effet direct de la dégradation du milieu (anoxie..), ou par le biais de désordres métaboliques : les travaux réalisés au Japon en Baie de Matsushima dans les années 1960 font état d'une accélération du processus reproductif sous l'influence d'un milieu nutritif riche et de températures élevées (Imaï, *et al.*, 1965; Tamate, *et al.*, 1965). A cette occasion les auteurs identifient l'eutrophisation de la Baie de Matsushima comme la cause majeure des mortalité estivales de C. gigas adultes (Mori, 1979). En France, on peut rapprocher de ce type de mortalités d'une part les mortalités occasionnelles par « malaïgues » dans les étangs méditerranéens, et d'autre part les mortalités observées sur les huîtres de 2 ans dans les baies ou estuaires très riches où les huîtres manifestent un « engraissement » exacerbé (Baie des

[37] Voir Synthèse du Thème II : Les risques associés à la physiologie de l'huître en période de reproduction

[38] Voir Synthèse du Thème VII : Quelles possibilités de prédire et gérer ces risques

Veys, mais aussi aber Benoît ou baie de Pen Bé). Il reste cependant à distinguer l'effet nutritionnel de l'effet environnemental plus large.

La plupart des mortalités incriminées en France ces dix dernières années, notamment chez les huîtres de 1 an, ne peuvent pas être rapportées à une situation d'eutrophisation prononcée. On peut cependant concevoir qu'à des niveaux trophiques moindres, le même mécanisme opère (surinvestissement et déséquilibre de la gamétogenèse) quand d'autres facteurs de fragilisation lui sont associés : dégradation de la matière organique, à un niveau local (sans eutrophisation de la colonne d'eau) ou modifications de la qualité de la nourriture, susceptible de changer en fin de printemps comme le révèlent les marqueurs isotopiques de sources trophiques (Malet, *et al.*, (accepted)) sous presse). Les conditions nutritionnelles ou environnementales observées en fin de gamétogenèse se rajouteraient alors à l'intensité de cette gamétogenèse pour provoquer des surmortalités. Le fait que les stations du bassin de Marennes Oléron les plus proches des effluents de la Charente et de la Seudre manifestent des croissances nettement plus fortes, mais des mortalités comparables contribue à faire douter de l'hypothèse d'un effet trophique direct sur les mortalités d'huîtres de 1 an.

On serait alors confronté à une évolution sensible d'interprétation des mortalités entre les années 70-90 (oligotrophie et déficit énergétique, tel que rapporté par (Heral, *et al.*, 1986) et étayé par Maurer et al.(1986)), et la période plus récente 90-2005 : les années de surcharge auraient-elle fait passer certains bassins d'une situation d'oligotrophie à une situation de dystrophie (enrichissement organique des sédiments sous l'effet d'accumulation de biodépots..) ?

Le risque trophique n'est donc totalement explicité pour aucun des sites atelier du programme ; la qualité discutable de l'estimateur trophique, la complexité de sa distribution aux différentes échelles spatiales et temporelles (Struski, 2005), concourent également à rendre difficile la prise en compte de ce risque. Des pistes sont proposées pour choisir un meilleur estimateur trophique, ainsi que pour l'investigation qualitative de cette ressource trophique dans les zones ostréicoles.

6.5. le risque sédimentaire

Le "risque sédimentaire", du à l'élevage des huîtres à proximité immédiate du sédiment, est identifié depuis le milieu des années 90 dans le bassin de Marennes Oléron (Soletchnik, *et al.*, 2005), où une mortalité additionnelle est systématiquement observée à une élévation comprise entre 0 et 15 cm du sol, par rapport aux conditions "standards" sur table (entre 50 et 70 cm).

A l'opposé, les élevages menés sur filières sur le même bassin ont montré un gain de survie de l'ordre de 20 à 30% en 1ère année par rapport à un élevage classique sur tables (CREAA, 2005). Même si les conditions thermiques et nutritionnelles sont différentes d'un élevage sur estran, il se caractérise notamment par un positionnement qui éloigne les huîtres de toute proximité du sédiment, tout en les maintenant en environnement plus stable.

En 2004, l'étude du modèle de mortalité "plat-table" du Bassin de Marennes Oléron, établi sur des huîtres de 2 ans, a été transposée en Baie des Veys (Basse Normandie), et, en ce qui concerne les juvéniles, sur la rivière d'Auray et la baie de Quiberon (Bretagne Sud). Le "risque sédimentaire" a été confirmé sur la Baie des Veys et dans une moindre mesure sur la baie de Quiberon, mais est apparu peu discriminant sur la rivière d'Auray. Les mortalités importantes observées sur ce site suggèrent la présence d'un effet fort affectant l'ensemble de la colonne d'eau sur un site hydrologiquement plus perturbé.

Les résultats zootechniques obtenus depuis 1996 ont conduit à rechercher un agent pathogène ou une substance toxique libéré par le sédiment. Les études menées en 2002 et 2003 sur le site atelier de Ronce-Perquis n'ont pas permis d'identifier d'agents pathogènes et accordent donc relativement peu de crédit au risque infectieux. En revanche, le risque lié à la chimie du sédiment et particulièrement celui lié à la présence de composés réduits (sulfures, azote ammoniacal) semble s'intégrer dans un modèle globale d'interactions.

Les perturbations qui affectent le sédiment au moment des épisodes de mortalité correspondent à une période de montée en température qui accélère autant le développement du phytobenthos au

niveau de l'interface eau-sédiment que les processus de reminéralisation de la matière organique accumulée à l'intérieur de ce dernier. Selon les sites et les années, cette matière organique peut trouver son origine dans les apports terrigènes en provenance des bassins versants, dans la chute des blooms phytoplanctoniques printaniers, voire dans les biodépôts produits par les huîtres elles-mêmes. Elle peut ainsi trouver son origine dans la surcharge même des bassins conchylicoles.

La matière organique piégée dans le sédiment subit une dégradation de type anaérobie et provoque la formation de poches de composés réduits à des concentrations élevées. Le déplacement vers la surface de la limite anoxique pendant les périodes de mortalité pose la question de l'existence d'un flux de ces substances à l'interface et de leur relargage potentiel dans la masse d'eau suprabenthique. Si les concentrations atteintes ne semblent pas être à même d'affecter les huîtres de manière aiguë, elles peuvent cependant les affecter directement de manière chronique, ou indirectement via son action sur l'environnement et en particulier sur le phytobenthos (valeurs sub-létales, modification qualitative de la ressource trophique,...).

L'étude de la dynamique des populations de foraminifères dans le sédiment (étude 2004), met en évidence une biodiversité importante (30 espèces vivantes présentes dont 6 dominantes) au cours du mois d'avril. En juin par contre, le peuplement de foraminifères est largement dominé par l'espèce *Ammonia tepida* qui représente alors près de 80% de la population. Cette chute de la biodiversité des foraminifères au cours du mois de mai peut être due à la conjonction d'effet de températures élevées et de conditions d'hypoxie rencontrées dans le premier centimètre de sédiment (Bouchet, com. Pers.). Ce résultat confirme la présence d'un stress environnemental "fort" à l'interface eau – sédiment durant la période d'affaiblissement chronique des huîtres en élevage à proximité du sédiment de mi-mai à mi juin dans le sud du Bassin de Marennes Oléron.

La présence de ces substances réduites dans le sédiment superficiel, et le pic observé lors des épisodes de mortalité, suggère l'existence d'une autre source possible de matière organique générée par les blooms printaniers de microphytobenthos. L'avènement des épisodes de mortalité lors de marées de mortes-eaux survenant après que la température de 19°C ait été atteinte, va dans le sens d'un épisode de dystrophie (mini-malaïgue), possiblement induit par la chute de ces blooms, un faible renouvellement des masses d'eau, des températures élevées, une chute des teneurs en oxygène dans la colonne d'eau, et une reminéralisation rapide de la matière organique produite.

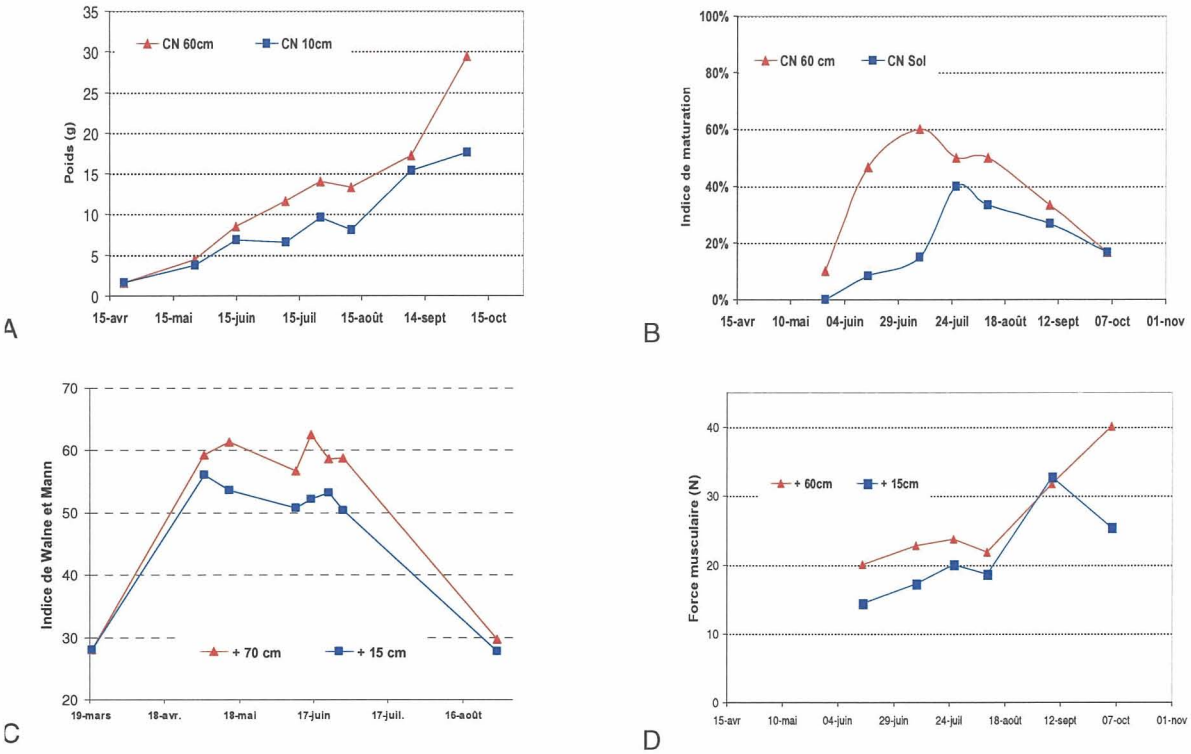


Figure 43: Évolution des paramètres biométriques (A) croissance (baie de Quiberon – 2004); (B) indice de maturation (baie de Quiberon – 2004); (C) indice de Walne et Mann (Rivière d'Auray – 2004); (D) indice de force musculaire (baie de Quiberon – 2004)

Quels que soient les facteurs (trophique, toxique, etc) liés à la proximité du sédiment, ils semblent agir de manière aiguë et chronique. Cet effet chronique se traduit par la proportionnalité du niveau de mortalité et de la durée d'exposition au sédiment dans l'étude de Ronce-Perquis..Il se manifeste également par des modifications physiologiques de l'animal qui sont traduites par les valeurs de la croissance et de différents indices de condition comme l'indice de Walne et Mann ou la valeur de la force musculaire intervalvaire (Soletchnik, com. Pers; Bédier, com pers.) (Figure 43).

L'évolution différentielle des indices de Walne et Mann se retrouve sur les suivis effectués en 2003 sur le site de Marennes Oléron, ainsi que la rivière d'Auray en 2004. Les suivis de force musculaire reflètent une différence physiologique des huîtres dans un environnement différent (eau profonde), mais affecté également par un effet "sédiment".

Ces données confirment les résultats de Soletchnik (Soletchnik, *et al.*, 2005) qui constatent une diminution de la croissance, de la survie et de l'effort reproductif chez les huîtres élevées au sol par rapport aux élevages sur table. Elles montrent l'existence d'un environnement spécifique à proximité du sédiment qui se manifeste, même en absence de mortalité, sur la physiologie de l'huître.

Les risques de toxicité aiguë directe sur l'animal par relargage chimique d'éléments réduits semblent peu probables, mais l'action avérée du sédiment comme facteur de mortalité estivale chez *Crassostrea gigas* peut trouver son origine dans un stress chronique généré par l'évolution en profondeur de la matière organique enfouie et la diffusion de composés réduits; et dans un stress aigu agissant comme une crise dystrophique (mini-malaïgue) provoquée par le développement et la chute du microphytobenthos.

Le sédiment joue, à travers les processus bactériens de reminéralisation, le rôle d'intégrateur d'un certain nombre d'effets d'origine anthropique, et a un rôle non négligeable dans la production primaire par le stockage et le relargage des éléments nutritifs. Dans ce contexte, le sédiment jouerait également le rôle de piège pour la matière organique générée par les pluies via les apports des bassins versants. Les risques pluviométrie et sédimentaire pourraient avoir là un dénominateur commun qu'il conviendrait de documenter davantage. La rétention possible par adsorption de molécules pouvant présenter des risques écotoxicologiques est un autre élément à prendre en compte dans la problématique sédimentaire qui demande à être davantage documenté.

Au regard de l'importance de l'interface eau – sédiment dans les écosystèmes estuariens, et en particulier dans les sites conchylicoles, un réseau de surveillance sédimentaire serait justifié à l'échelle nationale

6.6. Analyse d'un risque environnemental "combiné" (ou "multicausal")

6.6.1. Schéma d'interaction

La température et la ressource trophique, variables "forçantes" des modèles biologiques de croissance, sont les paramètres environnementaux essentiels qui conditionnent la vie de l'huître, et en particulier sa maturation (vitesse de maturation, investissement énergétique....)[39]. Considérée seule, **la température**, dont l'action saisonnière est prépondérante, agit comme catalyseur de multiples processus biologiques à différentes échelles de temps. Dans la durée, **la ressource trophique**, source énergétique de maturation et croissance, représente un risque environnemental des écosystèmes conchylicoles, dans des cas d'oligotrophie (manque d'apport énergétique) ou d'eutrophie (ressource alimentaire trop abondante), qui conduisent, dans les deux cas, à des perturbations physiologiques fragilisant l'animal (mais le conduisant rarement seul à la mort !...). L'échelle de temps d'analyse de ce paramètre au regard des mortalités, doit souvent intégrer une année entière (eg processus de création d'une lignée germinale en automne pour une ponte l'été suivant...). Son action est alors typiquement de type "chronique" ou (et ?) "intégrative". Toutefois, si le risque trophique est pointé du doigt et suspecté, son implication, in situ, n'est pas clairement démontrée dans le thème I. Un certain nombre d'éléments contribuent ainsi à rendre difficile la prise en compte de cet indicateur dans les épisodes de mortalité : (1) l'éclatement de la représentation du

[39] objet du Thème II : Les risques associés à la physiologie de l'huître en période de reproduction

signal de variabilité de chlorophylle a aux différentes échelles temporelles; (2) la représentation partielle (et partiale ?) que donne la chlorophylle a, d'une ressource trophique "réelle".

Les précipitations, et donc les apports du bassin versant, apparaissent par contre comme le risque majeur pour les huîtres de 2 ans, tant sur le plan national, qu'au niveau des sites atelier sur lesquels des études beaucoup plus précises ont été menées. Le cumul de précipitations (et donc des apports), de l'automne - hiver jusqu'au milieu du printemps, apparaît bien comme un facteur explicatif "majeur" de la mortalité "estivale" de cette classe d'âge. Si cette relation mortalité–précipitations est clairement mis en évidence, d'abord en Baie des Veys, puis sur le, bassin de Marennes Oléron et de façon moins nette sur la rivière d'Auray, les causes impliquées sont encore à préciser. Les hypothèses les plus probables (et non antagonistes, ni incompatibles) sont :

(1) un apport en sels nutritifs qui contribue directement à la production primaire de fin d'hiver - début printemps, et qui représente donc un effet direct sur la ressource trophique de *Crassostrea gigas* [40];

(2) un apport en matière organique susceptible de s'accumuler au niveau du sédiment;

(3) certains rejets anthropiques "toxiques" peuvent être associés aux rejets des bassins versants[41], et le risque "pluviométrie" se confond alors avec le risque d"écotoxicologie" ...

A une échelle de temps plus courte de quelques mois, qui couvre la période de maturation-ponte, le risque thermique est clairement associé au "premier" franchissement d'une température d'environ 19°C dans l'eau (température moyenne journalière) comme à la surface du sédiment. L'opportunité d'avoir travaillé simultanément sur des sites atelier aux cycles thermiques décalés, montre clairement que l'occurrence des épisodes de mortalité se décale du même intervalle entre d'une part la rivière d'Auray et le bassin de Marennes Oléron (dont les cycles thermiques sont très semblables) et la baie des Veys dont le franchissement de cette température de 19°C se produit environ 2 à 2,5 mois plus tard. Sans que la température soit directement impliquée comme agent causal dans la mortalité des huîtres, elle en règle par contre parfaitement la chronologie. Ainsi, la principale hypothèse explicative consiste à dire que la température règle ou catalyse un (des ?) processus chimique ou biologique à la base d'un déséquilibre (dysfonctionnement) environnemental produisant le stress déclencheur des épisodes de mortalité de *Crassotrea gigas*. Le sédiment, siège d'une activité bactérienne de biodégradation de matière organique accumulée au cours des mois précédent (risque pluviométrie) sous le contrôle étroit de la température (risque thermique) est donc l'interface qui intègre l'ensemble des risques étudiés (à l'exception du risque trophique peu mis en évidence dans le thème 1). Toutefois, le "poids" de ce "modèle" de mortalité n'est pas le même sur les trois sites atelier ; il prévaut dans le bassin de Marennes Oléron devant les deux autres sites de baie des Veys de la rivière d'Auray.

6.6.2. Mortalités des cheptels de 1 an versus 2 ans

L'analyse des différents risques environnementaux fait ressortir également la différence existant entre les mortalités affectant les animaux des classes d'âge "1 an" et "2 ans".

Au niveau national, les analyses montrent que les mortalités "1 an" sont faiblement corrélées à celles des "2 ans" (coefficient de corrélation de 0,12). Les premières sont principalement affectées par des effets liés au site d'élevage (58% de la variance expliquée), alors que les effets liés à l'année expliquent majoritairement les mortalités de "2 ans" (74% de la variance expliquée).

Cette dichotomie entre les classes d'âge se retrouve dans leurs réponses aux différents risques étudiés. Les aspects liés au site, et donc influant majoritairement les mortalités de "1 an", recouvrent essentiellement les paramètres de température et de ressource trophique. L'année semble essentiellement caractérisée par le facteur pluviométrie.

---

[40] rejoint le Thème II : Les risques associés à la physiologie de l'huître en période de reproduction

[41] Voir Synthèse du thème III : Risque associé aux stress environnementaux

Les bassins conchylicoles dans lesquels se rencontrent principalement les mortalités de "1 an" sont majoritairement des bassins dans lesquels la température seuil de 19°C est atteinte en fin de printemps (Marennes Oléron ou Bretagne Sud), alors que les mortalités de "2 ans" s'expriment plutôt sur les bassins situés en Manche.

Globalement, la mortalité des huîtres de "1 an" ne montre pas de corrélation significative avec la pluviométrie, mais bien avec l'aspect trophique traduit par la chlorophylle. La situation est inverse pour les huîtres de "2 ans", même si l'analyse au niveau régional permet de tempérer ces tendances. Il faut noter cependant que la corrélation entre la mortalité des "2 ans" et la pluviométrie au niveau national est fortement influencée par le cas de la Baie des Veys, la relation étant non significative en Bretagne Sud et faiblement explicative sur Marennes Oléron.

Ces réponses sont à mettre en relation respectivement avec les effets "site" (huîtres de "1 an") et "année" (huîtres de "2 ans").

La croissance est un paramètre intégrateur de la capacité trophique d'un milieu, et, dans ce sens, peut être reliée à l'environnement de chacun des bassins. L'analyse montre que les mortalités des huîtres de 2 ans sont faiblement mais significativement liées à la croissance, ce qui n'est pas le cas des cheptels "1 an". On peut penser à une proportionnalité de l'investissement reproductif et de la disponibilité trophique, conduisant à des mortalités chez les cheptels de 2 ans (cas de la Baie des Veys de caractère eutrophe).

La relation entre mortalité et croissance est non significative chez les huîtres d'1 an. Aucune relation ne peut être mise en évidence sur Marennes Oléron, alors qu'il existe une corrélation entre la mortalité et le taux de chlorophylle a au niveau national. Comme discuté précédemment, la plupart des mortalités incriminées en France chez les huîtres de 1 an ne peuvent cependant pas être rapportées à une situation d'eutrophisation prononcée.

L'aspect trophique ne doit vraisemblablement pas être réduit à la seule composante chlorophylle a ni compris de manière uniforme sur les deux classes d'âge : les relations entre mortalités et phéopigments montrent que les besoins nutritifs entre 1 et 2 ans ne sont pas être strictement équivalents, et que les changements de régime alimentaire observés en fin de printemps peuvent aboutir à un déséquilibre énergétique en fin de gamétogenèse plus marqué sur les "1 an" que sur les "2 ans".

Ces résultats tendraient à montrer que la réponse des différentes classes d'âge aux différents environnements est différente, et que les réponses à apporter dans la gestion des risques devra tenir compte de cette particularité.

7. Bibliographie

Barille, L., Heral, M. & Barille-Boyer, A.L., 1997. Ecophysiological deterministic model for *Crassostrea gigas* in an estuarine environment. Aquatic living resources 10, 31-48.

Barille, L., Prou, J., Heral, M. & Razet, D., 1997. Effects of high natural seston concentrations on the feeding, selection, and absorption of the oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 212, 149-172.

Berland, B. & Lassus, P., 1997. Toxic algal blooms of the French coastal water: Ecology, ecophysiology, toxicology. Reperes ocean. IFREMER. 1997.

Bertin, X., Chaumillon, E., Weber, N. & Tesson, M., 2004. Morphological evolution and time-varying bedrock control of main channel at a mixed energy tidal inlet: Maumusson Inlet, France. Marine Geology 204, 187-202.

Bodoy, A., Garnier, J., Razet, D. & Geairon, P., 1990. Mass mortalities of oysters (*Crassostrea gigas*) during spring 1988 in the Bay of Marennes-Oleron, related to environmental conditions. Counc. Meet. of the Int. Counc. for the Exploration of the Sea, Copenhagen (Denmark), 4-12 Oct 1990, 23 pp.

Calvo-Ugarteburu, G. & Allanson, B., 1998. Summer oyster mortalities in Knysna: Why do they die? In: Coetzee, L., Gon, J., Kulongowski, C. (Eds.), African Fishes and Fisheries Diversity and Utilisation. FISA/PARADI, Grahamstown (South Africa), pp. 350.

Cheney, D., Elston, R., MacDonald, B., Kinnan, K. & Suhrbier, A., 2001. Summer mortality of the Pacific oyster *Crassostrea gigas*: Influences of culture methods, site conditions, and stock selection. In: Society, W.A. (Ed.), Aquaculture 2001: Book of Abstracts. 118 p, Baton Rouge LA 70803.

Cheney, D.P., Macdonald, B.F. & Elston, R.A., 2000. Summer mortality of Pacific oysters, *Crassostrea gigas* (Thunberg): Initial findings on multiple environmental stressors in Puget Sound, Washington, 1998. J. Shellfish Res. 19, 353-359.

Cho, C.H. & Kim, Y.S., 1977. Microenvironment in oyster farm area. 1. On the eutrophication and raft density in Geoje Bay. Bull. Korean Fish. Soc. 10, 259-265.

Dégremont, L., Bedier, E., Soletchnik, P., Ropert, M., Huvet, A., Moal, J., Samain, J.F. & Boudry, P., 2005. Relative importance of family, site, and field placement timing on survival, growth, and yield of hatchery-produced Pacific oyster spat (*Crassostrea gigas*). Aquaculture 249, 213-229.

Fleury, P., Goyard, E., Mazurie, J., Claude, S., Bouget, J., Langlade, A. & Le Coguic, Y., 2001. The assessing of Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) rearing performances by the IFREMER/REMORA network: method and first results (1993-98) in Brittany (France). Hydrobiologia 465, 1-3.

Gagnaire, B., Soletchnik, P., Madec, P., Geairon, P., Le Moine, O. & Renault, T., (In Press). Diploid and triploid Pacific oysters, Crassostrea gigas (Thunberg), reared at two heights above sediment in Marennes-Oleron Basin, France: Difference in mortality, sexual maturation and hemocyte parameters. Aquaculture.

Garcia, C., Arzul, I., Berthe, F., Chollet, B., Joly, J.P., Kerdudou, N., Miossec, L., Robert, M. & Nicolas, J.L., 2003. Potential pathogens associated with abnormal mortalities. Journal of Shellfish Research [J. Shellfish Res.]. Vol. 22, no. 1.

Goulletquer, P., Soletchnik, P., Le Moine, O., Razet, D., Geairon, P., Faury, N. & Taillade, S., 1998. Summer mortality of the Pacific cupped oyster in the Bay of Marennes-Oleron (France). Counc. Meet. of the Int. Counc. for the Exploration of the Sea, Cascais (Portugal), 16-19 Sep 1998. Copenhagen (Denmark), 20 pp.

Grizel, H., 1988. (Introduction of *Crassostrea gigas* in France.). ICES Council Meeting 1988, ICES, Bergen (Norway), 1988, Counc. Meet. of the Int. Counc. for the Exploration of the Sea, Bergen (Norway), 6 Oct 1988. Copenhagen (Denmark), 8 pp.

Guarini, J.M., Gros, P., Blanchard, G., Richard, G. & Fillon, A., 2004. Benthic contribution to pelagic microalgal communities in two semi enclosed, European-type littoral ecosystems (Marennes-Oléron Bay and Aiguillon Bay). J. Sea Res. 52, 241-258.

Guillaud, J.F., Aminot, A. & Menesguen, A., 1992. Urban wastewater disposal and eutrophication risk assessment in the coastal zone. In: Bontoux, J., Bebin, J. (Eds.), Water management in coastal areas., 1992. Water Science & Technology, pp. 77-86.

Heral, M., Deslous-Paoli, J.M. & Prou, J., 1986. (Population dynamics and biomass of cultivated cupped oysters (*Crassostrea angulata* and *Crassostrea gigas*) in the Marennes-Oleron Bay on a century.). ICES. COPENHAGEN (DENMARK).

Heral, M., Deslous-Paoli, J.M. & Prou, J., 1988. Approach of the estimation of the carrying capacity for oyster culture. ICES. COPENHAGEN (DENMARK).

Imaï, T., Numachi, K., Oizumi, J. & Sato, S., 1965. Studies on the mass mortality of the oyster in Matsushima Bay. II. Search for the cause of mass mortality and possibility to prevent it by transplantation experiment. Bull. Tohoku reg. Fish. Res. Lab 25, 27-38.

Jouenne, F., Lefebvre, S., Veron, B. & Lagadeuc, Y., 2005. Biological and physicochemical factors controlling short-term variability in phytoplankton primary production and photosynthetic parameters in a macrotidal ecosystem (eastern English Channel). Estuar. Coast. Shelf Sci. 65, 421-439.

Koganezawa, A., 1975. Present status of studies on the mass mortality of cultured oysters in Japan and its prevention., Proceedings of the Third U.S.-Japan Meeting on Aquaculture. october 15-16 1975., Tokyo, Japan, pp. 29-34.

Landsberg, J.H., 2002. The effects of harmful algal blooms on aquatic organisms. Rev. Fish. Sci. 10, 113-390.

Mackin, J.G., 1961. Mortalities of oysters. Proc. Nat. Shellfish Assoc 50, 40-51.

Malet, N., Sauriau, P.-G., Faury, N., Soletchnik, P. & Guillou, G., (accepted). Effect of gametogenic cycle on seasonal variations in d13C and d15N of the Pacific oyster Crassostrea gigas tissues: comparison of diploid versus triploid oysters. Marine Ecology Progress Series.

Marteil, L., 1979. [French shellfish culture. 3. Oyster culture and mussel culture]. Rev. Trav. Inst. Peches Marit. 43, 10-130.

Maurer, D., Comps, M. & His, E., 1986. Caractéristiques des mortalités printanières de l'huître *Crassostrea gigas* dans le Bassin d'Arcachon. Haliotis 15, 309-317.

Menesguen, A., 1992. Eutrophication in the coastal zone and its modelling. Hydroecol. Appl. 4, 55-77.

Mori, K., 1979. Effects of artificial eutrophication on the metabolism of the Japanese oyster *Crassostrea gigas*. Mar. Biol. 53, 361-369.

Munaron, D., 2004. Etude des apports en herbécides et en nutriments par la Charente: Modélisation de la dispersion dans le Bassin de Marennes-Oléron. Doctorat d'Université, Océanographie Chimique et Environnement, Université Pierre & Marie CURIE, Paris, 341 pp.

Parache, A., 1989. Growth performance of oyster *Crassostrea angulata* and *Crassostrea gigas* reared in Arcachon Bay between 1950 and 1986: First results. Haliotis 19, 227-236.

Perdue, J.A., Beattie, H., Hershberger, W.K. & Chew, K., 1984. Selective breeding for improved meat quality in the Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg) in Washington State. Journal of Shellfish Research 4, 98.

Quiniou, F., His, E., Delesmont, R. & Caisey, X., 2005. Bio-indicateur de la toxicité potentielle de milieux aqueux: bio-essai "Développement embryo-larvaire de bivalve". Ed. Ifremer, "Méthodes d'analyse en milieu marin", 24 pp.

Raillard, O., Deslous-Paoli, J.M., Heral, M. & Razet, D., 1993. Modelling growth and feeding of the Japanese oyster *Crassostrea gigas* in Marennes Oleron Bay (France). Oceanol. Acta 16, 73-82.

Shumway, S.E., 1990. A review of the effects of algal blooms on shellfish and aquaculture. Journal of the World Aquaculture Society. 21, 65-104.

Smith, P.J., Ozaki, H. & Fujio, Y., 1986. No evidence for reduced genetic variation in the accidentally introduced oyster *Crassostrea gigas* in New Zealand. N.Z. J. Mar. Freshwat. Res. 20, 569-574.

Snedecor, G.W. & Cochran, W.G., 1989. Statistical Methods. Iowa State University Press, eighth edition. Ames, 503 pp.

Soletchnik, P., Faury, N., Razet, D. & Goulletquer, P., 1998. Hydrobiology of the Marennes-Oleron Bay. Seasonal indices and analysis of trends from 1978 to 1995. Hydrobiologia [Hydrobiologia] 386, 131-146.

Soletchnik, P., Le Moine, O., Faury, N., Razet, D., Geairon, P. & Goulletquer, P., 1999. Summer mortality of the oyster in the Bay Marennes-Oleron: Spatial varaiability of environnement and biology using a geographical information system (GIS). Aquat. Living Resour./Ressour. Vivantes Aquat 12, 131-143.

Soletchnik, P., Lambert, C. & Costil, K., 2005. Summer Mortality of *Crassostrea gigas* (Thunberg) in relation to environmental rearing conditions. Journal of Shellfish Research 24, 197-208.

Struski, C., 2005. Modélisation des flux de matière dans la baie de Marennes-Oléron: couplage de l'hydrodynamisme, de la production primaire et de la consommation par les huîtres., UMR 10 CNRS/IFREMER, CREMA L'Houmeau, La Rochelle, Université de La Rochelle, 334 pp.

Tamate, H., Numachi, K.-i., Mori, K., Itikawa, O. & Imai, T., 1965. Studies on the Mass Mortality of the Oyster in Matsushima Bay - VI. Pathological Studies. [Bull. Tohoku Reg. Fish. Res. Lab. 25, 89-104.

Taylor, F.J., Taylor, N.J. & Walsby, J.R., 1985. A bloom of the planktonic diatom, *Cerataulina pelagica*, off the coast of northeastern New Zealand in 1983, and its contribution to an associated mortality of fish and benthic fauna. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie. Berlin 70, 773-795.

Van Beusekom, J. & De Jonge, V., 2002. Long-term changes in Wadden Sea nutrient cycles: importance of organic matter import from the North Sea. Hydrobiologia 475, 185-194.

Ventilla, R.F., 1984. Recent developments in the Japanese oyster culture industry. Advances in Marine Biology 21, 2-54.

Ward, J.E. & Shumway, S.E., 2004. Separating the grain from the chaff: particle selection in suspension- and deposit-feeding bivalves. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 300, 83-130.

Wikfors, G., 2005. A review and new analysis of trophic interactions between *Prorocentrum minimum* and clams, scallops, and oysters. Harmful Algae 4, 585-592.

Impression : Service IDM/RIC
IFREMER – Centre de Brest
BP 70 – 29280 Plouzané
Tél. : 02 98 22 43 53