

Ifremer

projets Etat-Région Poitou-Charentes 2007 – 2013

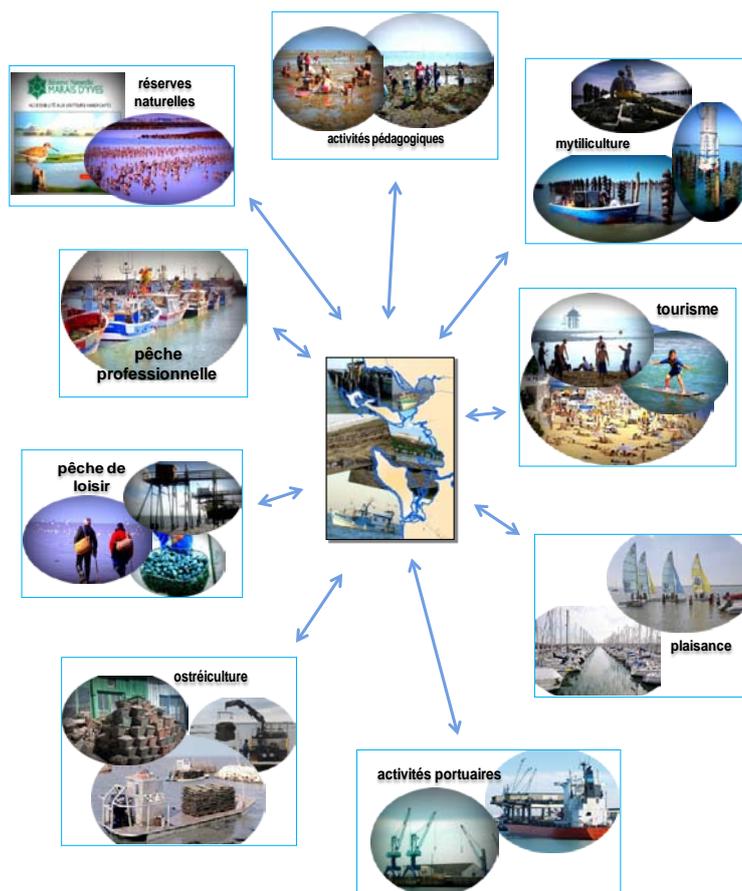
Convention n° 08/RPC-A-29 du 19 mai 2008 / Projet
« Développement durable des Pertuis charentais »

Laboratoire Environnement Ressource des Pertuis charentais, Ifremer,
17390 La Tremblade

Patrick Soletchnik
Pierre Polsenaere
Olivier le Moine
Stéphane Guesdon
Christian Béchemin

Novembre 2014 – ODE / LER-PC / 2014

Relations entre apports terrigènes et conchyliculture dans les Pertuis Charentais



"Nous n'héritons pas de la terre de nos parents, nous l'empruntons à nos enfants »
Antoine de Saint-Exupéry

Numéro d'identification du rapport : Diffusion : libre : <input checked="" type="checkbox"/> restreinte : <input type="checkbox"/> interdite : <input type="checkbox"/> Validé par : Adresse électronique :		Date de publication : sept. 2014 Nombre de pages : 52 Bibliographie : oui Illustration(s) : 32 figures Langue du rapport : française
Titre de l'article : Relations entre apports terrigènes et conchyliculture dans les Pertuis Charentais		
Contrat n° 08/RPC-A-29 du 19 mai 2008 Rapport intermédiaire <input type="checkbox"/> Rapport définitif <input checked="" type="checkbox"/>		
Auteur(s) principal (aux) : Patrick Soletchnik, Pierre Polsenaere, Olivier le Moine, Stéphane Guesdon, Christian Béchemin	Organisme / Direction / Service, laboratoire Ifremer / ODE / UL / Laboratoire Environnement Ressources des Pertuis charentais, La Tremblade	
Contributeur(s) : Jean François Pépin, Gérard Thomas, Serge Robert, Daniel Masson, Stéphane Robert	Laboratoire Environnement Ressources des Pertuis Charentais, Ifremer, La Tremblade	
Cadre de la recherche : Synthèse de fin de Contrat de Projet Etat-Région (CPER) 2007-2013 / Développement Durable de la Pêche et de la Conchyliculture dans les Pertuis Charentais (DDPC). Coordinateur du projet DDPC/CPER : Christian Béchemin		
Coordinateurs de la synthèse : Patrick Soletchnik & Pierre Polsenaere	Destinataires : Ifremer, Région Poitou-Charentes	
<p>Résumé: Ce rapport traite des interactions entre les apports terrigènes quantitatifs et qualitatifs des fleuves (Lay, Sèvre niortaise, Charente, Seudre, Loire, Gironde) et la conchyliculture (ostréiculture et mytiliculture) dans les Pertuis Charentais. Si la quantité d'eau douce représentée par la salinité semble avoir peu d'impact sur la conchyliculture, celle-ci contient des matières particulaires et dissoutes qui en déterminent sa qualité. En automne-hiver, les importants apports d'eau douce ont un effet « globalement positif » en « amendant » l'écosystème conchylicole. Les nutriments dissous et la matière organique apportée déterminent alors, en grande partie, la qualité de la croissance printanière à venir, elle-même déterminante pour les rendements annuels des élevages conchylicoles. Toutefois, leurs effets sont différés car la forte charge minérale et les faibles luminosités et températures limitent en hiver la production primaire. Les apports printaniers, plus directement en lien avec les usages territoriaux des bassins versants (agriculture, tourisme, etc...) sont variables en quantité, et également en qualité, d'une année à l'autre. Ce sont souvent des apports « à risque » mal estimés et de nombreuses substances se retrouvent diluées dans les exutoires naturels que sont les Pertuis Charentais. Si leur dangerosité sur le monde animal et végétal est évaluée en laboratoire, leurs impacts sur l'écosystème estuarien sont encore mal connus. Plusieurs études ont conduit à constater ou à suspecter des contaminations anthropiques (cadmium, pesticides, etc...) dont les effets, directs ou indirects ont été significatifs sur la conchyliculture. Ainsi, les mortalités dites « estivales » des années 1990 à 2000 dans le sud du Bassin de Marennes-Oléron (BMO), induisant des dérèglements environnementaux et physiologiques sur les huîtres, pourraient être en lien avec des apports de pesticides, mesurés plusieurs années de suite, sur le site ostréicole de Ronce Perquis dans le sud du BMO. Les maigres performances des productions larvaires printanières de l'écloserie expérimentale (IFREMER) du sud du BMO, et les anomalies chromosomiques mesurées sur les stocks d'huîtres sauvages des Pertuis confirment un diagnostic environnemental printanier « à risque » pour la conchyliculture. En été, enfin, les apports fluviaux sont réduits à minima par le faible régime de précipitations, l'augmentation des prélèvements en eau par l'homme (eau potable, irrigation, etc...) et par l'évapotranspiration. Certaines années, cette situation se traduit par une augmentation significative de la salinité des pertuis. Toutefois, avec un recul d'observations (mesures) de quelques décennies, la variabilité interannuelle des apports en eau douce constitue sans doute le fait le plus marquant de ces dernières années. Quand les apports sont très faibles (i.e. 1991, 2011), la salinité moyenne (annuelle) est de 34,5 g/L dans le BMO. D'autres années (1977, 1981, 1983 et 1988), la salinité moyenne réduite à 30,5 g/L traduit l'importance des apports en eau douce. Dans le BMO, la saison estivale est marquée par la reproduction de l'huître creuse. Les conditions d'élevage à forte salinité, dans d'autres régions (et en particulier dans les étangs méditerranéens), confortent l'idée que sur le plan biologique, l'eau</p>		

douce « en tant que telle » ne semble pas nécessaire aux fonctions biologiques de l'huître. La vie larvaire en particulier, s'accommode très bien d'une eau de mer salée, tant que la ressource trophique est présente et que la température reste élevée. Ces deux facteurs conditionnent prioritairement la survie larvaire, avant la salinité. Par ailleurs, dans les Pertuis Charentais, les conditions de vents et l'état des stocks de géniteurs déterminent davantage la réussite du captage que les conditions physico-chimiques de l'eau de mer. Par contre, une méconnaissance persiste sur la contribution des apports estivaux à l'alimentation larvaire des huîtres en particulier.

Abstract: This report presents interactions between river freshwater inputs from a quantitative and qualitative point of view and the shellfish farming (oyster and mussel) in the Pertuis Charentais (in relationship to internal rivers - Lay, Sèvre Niortaise, Charente and Seudre - and larger nearby rivers - the Loire and the Gironde). If the quantity of freshwater (i.e. salinity) seems to have a weak influence on the shellfish farming, particulate and dissolved matters contained in the water determine its quality; in autumn and winter, the important falls have a "globally positive" effect amending the ecosystem. Dissolved nutrients and the organic matter brought determine then, largely, the quality of the coming spring growth for bred shellfish, itself controlling in turn the annual yield efficiencies. However, their effects are postponed because strong mineral load, low luminosity and temperature limit in winter the primary production. The spring contributions (directly linked to the territorial practices, agriculture, tourism, etc...) are variable in quantity and quality, from one year to another. They often correspond to high-risk inflows roughly estimated and then numerous substances are found diluted in these natural releases that are the Pertuis Charentais. If their dangerousness on animal and plant realms is estimated in laboratory, their impacts on in situ estuarine ecosystems are still poorly known. Several studies drove to notice or to suspect anthropological contaminations (cadmium, pesticides) among which the effects, direct or indirect had significant impacts on the shellfish farming. For instance, the "summer" mortalities from years 1990 to 2000 in the South of the Marennes-Oléron lagoon, that induced environmental and physiological disorders on oysters, could be linked to pesticide effects, measured several years long, on the oyster bed of Ronce Perquis in the South of the BMO. The poor results from the spring larval rearing of the experimental hatchery (IFREMER) of the South of the BMO, and chromosomal abnormalities measured on the stocks of wild oysters of the Pertuis confirm a high-risk spring environment for the shellfish farming. In summer the river contributions are reduced by the low precipitation, the increase of taking water for human uses (drinking water, irrigation) and by the evapotranspiration. This situation partly leads certain years, to a significant salinity increase in water masses of the PC. However, with long-term observations, the interannual variability of the freshwater contributions constitutes the most important fact of these last years. When contributions are weak (i.e. 1991 and 2011), the mean annual salinity is 34.5 in the Marennes-Oléron lagoon. To the contrary, other years (i.e. 1977, 1981, 1983 and 1988), the mean salinity, reduced to 30.5, shows the significant freshwater contributions to the lagoon. The conditions of oyster breeding in waters characterized by high salinity values in other regions (i.e. mediterranean sea), consolidates the idea that the freshwater does not seem necessary for the biological functions of the oyster *Crassostrea gigas*. The embryonic life, of the oyster in particular, is well adapted to seawater, as long as the trophic resources are present and the temperatures remain high. These two factors condition firstly the embryonic survival, before the salinity. Besides, in the Pertuis Charentais in particular, wind conditions and the geographical bloodstock position rather determine the success of the catchment of larvae than the physicochemical conditions of the seawater. Finally, a misunderstanding persists on summer contributions to the oyster larvae food supply.

Mots-clés : conchyliculture, huître, moule, apports terrigènes, environnement, écosystème, pertuis charentais (PC)

Keys words : shellfish aquaculture, oyster ; mussel, river plume, environment, pertuis charentais (PC), ecosystem.

SOMMAIRE

Sommaire	5
I. Introduction	6
I.1. Les Pertuis Charentais	6
I.2. Objectifs de l'étude	10
II. Les apports terrigenes aux pertuis charentais	11
II.1. Fleuves et bassins versants	11
II.2. Influence de la Gironde et de la Loire dans les pertuis	Erreur ! Signet non défini.
II.3. Principales classes d'apports terrigènes	16
II.4. Spatialisation des apports	19
II.4.1. Exemples d'indicateurs d'impacts spatialisés	19
II.4.2. Indicateurs spatialisés appliqués à la conchyliculture	21
III. Influence des apports sur les traits de vie des mollusques en élevage	24
III.1. Relations entre les apports et la mortalité des mollusques en élevage	24
III.2. Influence des apports sur la croissance de l'huître	29
III.3. Influence des apports sur la reproduction de l'huître	30
III.4. Influence des apports sur la production de moules	32
III.5. Anomalies chromosomiques des huîtres sauvages dans les pertuis charentais	37
IV. Discussion et Conclusion	39
Références bibliographiques	43
Liste des Figures et Tableaux	50
Liste des Figures	50
Liste des Tableaux	52

I. INTRODUCTION

I.1. LES PERTUIS CHARENTAIS

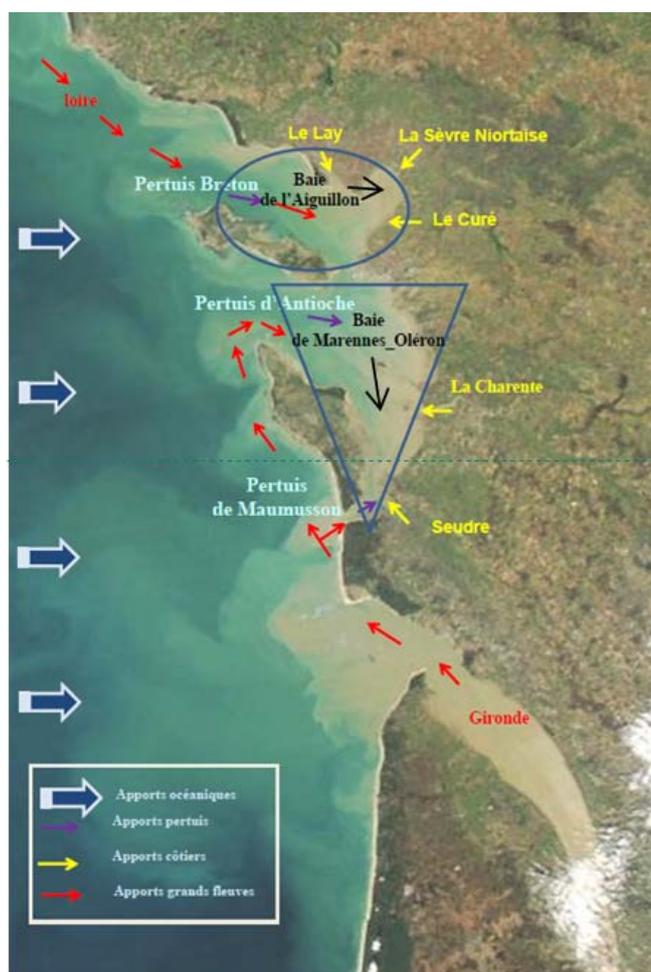
Les Pertuis Charentais (PC) font partie intégrante de la zone côtière définie comme la surface de transition entre le continent et l'océan ouvert. Cette zone reçoit des quantités considérables de nutriments et de matière organique provenant du milieu terrestre, échange de grandes quantités de matière et d'énergie avec le milieu océanique et constitue ainsi l'un des environnements les plus actifs de la biosphère d'un point de vue biogéochimique et écologique (Gattuso et al., 1998; Borges et al., 2005). La faible profondeur favorise une pénétration importante de la lumière dans la colonne d'eau et permet donc un couplage fort entre les processus pélagique et benthique. Toutes ces caractéristiques font de la zone côtière une zone très active en termes de flux de CO₂ avec l'atmosphère, de productions primaires benthique et pélagique et de respiration (Gazeau et al., 2004). Elle assure notamment 14 à 30 % de la production océanique totale, 80 % de l'enfouissement de matière organique et 90 % de la minéralisation sédimentaire (Mantoura et al., 1991; Pernetta and Milliman, 1995). La zone côtière abrite aussi une grande biodiversité étroitement liée à ces grandes fonctions écologiques et biogéochimiques (Naeem, 2002). La production primaire phytoplanctonique et sa biodiversité associée, est fortement liée aux apports marins et terrigènes. Ceux-ci alimentent la zone côtière en diverses espèces algales et nutriments nécessaires à leur croissance. Les cellules phytoplanctoniques et microphytobenthiques, autochtones et allochtones constituent alors le premier maillon de la chaîne trophique dont dépendent les filtreurs, et les mollusques d'élevage.

A. Géomorphologie

Les « Pertuis Charentais » s'étendent sur 420 km de côtes, réparties sur l'océan Atlantique et l'estuaire de la Gironde (Figure 1). Ils comptent quatre îles, dont les deux plus grandes, Ré et Oléron, délimitent, face au continent, des pertuis : (1) entre l'île de Ré et le continent, le Pertuis Breton (PB) ; (2) entre le nord de l'île de Ré et le sud de l'île d'Oléron, le Pertuis d'Antioche et (3) situé au sud et au sud-est de l'île d'Oléron, le Pertuis de Maumusson. Face à la côte, les pertuis Breton et d'Antioche délimitent respectivement, la baie de l'Aiguillon et la baie de Marennes-Oléron (BMO). Les fonds marins varient de 0 à 10 mètres offrant un espace propice aux activités de pêche et de conchyliculture, ainsi qu'aux activités récréatives. Dans ce système, les eaux océaniques et fluviales génèrent selon les conditions, des forçages importants. Les panaches fluviaux imposent des contraintes physiques et trophiques de grandes amplitudes et de fortes variabilités temporelles. La baie de l'Aiguillon (environ 300 km²), protégée de la houle océanique par l'île de Ré, a vu l'installation des premiers parcs à moules au XIII^{ème} siècle. Les masses d'eaux océaniques y pénétrant par le pertuis Breton, se mélangent avec les eaux continentales issues de la Sèvre Niortaise, du Lay, du Curé et des chenaux de marais. En période de marée descendante (jusant), les courants s'inversent et se séparent en deux masses d'eau. L'une se dirige vers l'ouest par le même trajet que le flot (marée montante) et l'autre rejoint les eaux du pertuis d'Antioche par le coureau de La Pallice (Hilly 1976). La salinité dépend donc des entrées marines et des apports d'eau douce générés par le Lay, la Sèvre Niortaise et en moindre quantité par le Curé. Le Bassin de Marennes-Oléron (BMO), en forme d'entonnoir, a une superficie de 180 km². Située au Nord de l'estuaire de la Gironde, bordée à l'Ouest par l'île d'Oléron, la baie s'ouvre largement sur l'Atlantique par le pertuis d'Antioche, au Nord et via le pertuis de Maumusson, au Sud. Une circulation résiduelle s'établit dans le sens Nord-Sud entre ces deux pertuis (Dechambenoy, 1977). C'est une baie macro-tidale et intertidale couverte et découverte deux fois par

jour (cycle exact de 24h50) avec un marnage de 4 mètres en moyenne et 6,5 mètres par marées de vives eaux. Les zones les plus profondes du bassin se situent au niveau de Fort Boyard (-15 mètres à marée basse) et descendent en pente douce vers la fosse du pertuis d'Antioche (-35 mètres). A marée basse, le bassin est parcouru par un chenal central, le Coureau d'Oléron, d'environ cinq mètres de profondeur et situé entre de larges estrans. Ces estrans représentent la moitié de la superficie totale sur laquelle sont implantées les concessions conchylicoles. Les échanges avec l'océan Atlantique ouvert se font au Nord, par l'intermédiaire d'une large ouverture entre les îles d'Aix et d'Oléron, et au Sud par une communication plus étroite, entre l'île d'Oléron et la presqu'île d'Arvert. Deux fleuves s'y déversent, au nord La Charente, au Sud la Seudre. La zone littorale de la Baie de Marennes-Oléron est peu industrialisée, très agricole et très touristique en période estivale.

Figure 1. Les Pertuis Charentais. L'archipel charentais est formé de l'île de Ré au Nord et de l'île d'Oléron au sud. Il délimite une mer intérieure (mer des Pertuis), influencée par les fleuves internes aux pertuis (Lay, Sèvre, Curé, Charente et Seudre) et externes (Loire, Garonne, Dordogne) et par les masses d'eau marines. Du nord au sud se distinguent les Pertuis Breton, d'Antioche et de Maumusson.



B. Hydrodynamique

L'hydrodynamique des baies et Pertuis charentais ont fait l'objet de plusieurs travaux (Tesson, 1973 ; Hilly, 1976 ; Dechambenoy et al., 1977 ; Bacher, 1989 ; Ravail, 1993 ; Struski, 2005). Une étude de modélisation réalisée par Stanisière et al. (2006) a permis de préciser les caractéristiques morphogéographiques et hydrodynamiques des trois entités des pertuis Charentais, i.e. les pertuis Breton, d'Antioche et le bassin de Marennes-Oléron (Figure 2 et Tableau 1). Les surfaces totales de ces trois entités sont de 425, 399 et 156 km² avec 19, 13 et 58 % de zones intertidales et des volumes moyens¹ de 4.920, 5.527 et 805 millions de m³, respectivement. Les profondeurs moyennes de seulement 8,6

¹ Volume d'eau à un niveau moyen des mers

mètres pour le bassin de Marennes-Oléron, contre 13,8 et 19,8 mètres pour les pertuis d’Antioche et Breton respectivement, induisent des conditions hydrodynamiques bien contrastées entre le bassin de Marennes-Oléron et les deux pertuis. Ainsi, les volumes oscillants² représentent 34 % et 28 % du volume d’eau pour le pertuis Breton et d’Antioche respectivement, et 75 % pour le bassin de Marennes-Oléron (Tableau 1). Dans ces conditions, les temps de renouvellement ont été estimés à 85 jours pour le pertuis Breton, 104 jours pour le pertuis d’Antioche, et seulement de 12 jours pour le bassin de Marennes (Stanisière et al., 2006).

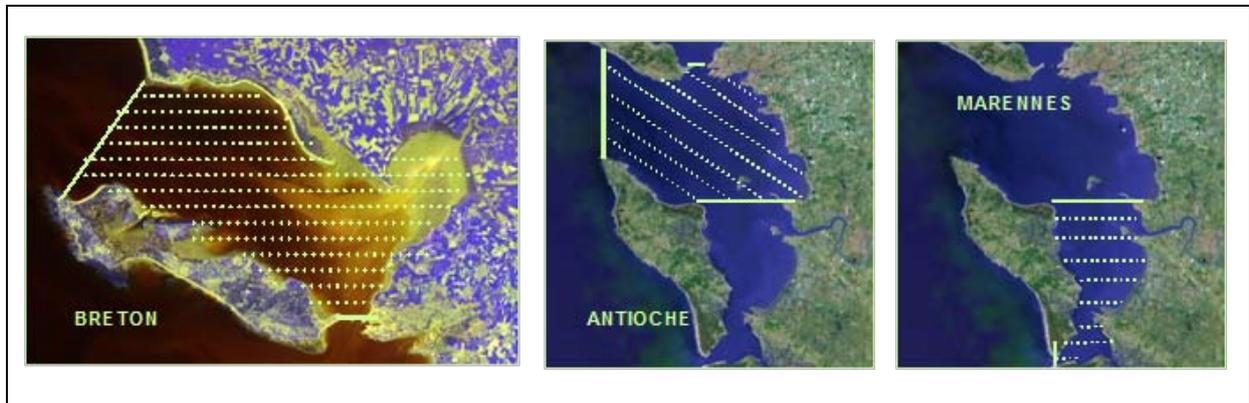


Figure 2. Découpage hydrodynamique et morpho-géographique des trois principales entités des Pertuis Charentais (PC) : Le Pertuis Breton, d’Antioche et le bassin de Marennes-Oléron (d’après Stanisière et al., 2006).

Tableau 1. Caractéristiques morphologiques et hydrodynamiques des Pertuis Charentais (d’après Stanisière et al., 2006).

	Pertuis Breton	Pertuis d’ Antioche	Marennes-Oléron
Profondeur (m)	13,8	19,8	8,6
Volume moyen (M m ³)	4.920	5.527	805
Volume oscillant (M m ³)	1.650 (34%)	1.560 (28%)	604 (75%)
Surface moyenne (km ²)	425	399	156
Surface intertidale (km ²)	80 (19%)	51 (13%)	91 (58%)
Nombre d’ouvertures	2	3	2
Bassin versant : nombre / surface -km ²)	2 / 4.074	1 / 432	2 / 10.842

C. Conchyliculture

La présence des pertuis, la variété des faciès naturels côtiers, l’influence estuarienne et la présence en certains points de fortes concentrations phytoplanctoniques, font de ce système côtier, un milieu riche et productif. Les activités conchylicoles sont pratiquées sur l’ensemble de la côte. Il existe cependant, une certaine spécificité selon les zones. La baie de l’Aiguillon, liée au pertuis Breton, est principalement tournée vers la mytiliculture, alors que la baie de Marennes-Oléron, caractérisée par les

² Volume (moyen) de l’eau qui sort du bassin à chaque marée par coefficient « moyen » de 70.

pertuis d'Antioche au nord et de Maumusson au sud, est surtout orientée vers l'ostréiculture. Une grande partie du captage naturel des larves d'huîtres se fait au nord de l'estuaire de la Charente. La conchyliculture est une activité socio-économique de première importance dans la région. Elle emploie 8.500 actifs et assure 3.500 emplois à temps pleins (ETP). L'activité induit également 25.000 emplois indirects, en lien avec les filières de production. Son chiffre d'affaire, d'environ 300 M€ en 2009 serait < 240 M€ en 2011 (sources CRC³) est essentiellement réalisé dans le bassin de Marennes-Oléron (Figure 3). En effet, l'activité conchylicole du bassin de Marennes-Oléron, une des plus conséquentes en France, représente 2.048 ha et plus de 93 km de concessions ostréicoles et mytilicoles (lignes de bouchots et filières) respectivement. C'est la première région française, avec 961 entreprises dont 53 sont exclusivement mytilicoles (Mille et Le Moine, 2011) (1/3 des entreprises nationales). Elles assurent une production annuelle d'environ 30.000 tonnes (pour une production nationale de 130.000 tonnes). C'est également le premier lieu d'affinage en claires ostréicoles, qui fait de l'huître de Marennes une spécificité locale. Enfin, sur les 12.000 tonnes de moules produites annuellement dans le département, 9.000 sont issues du Pertuis Breton (Figure 3).

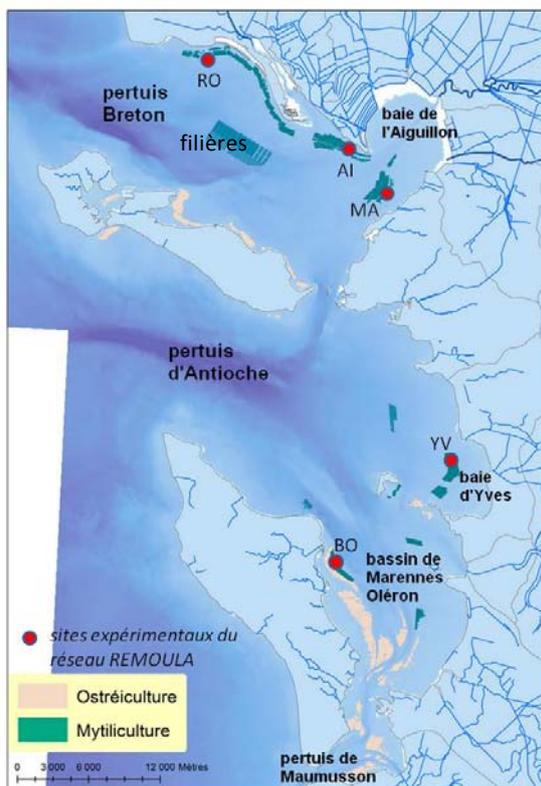


Figure 3. Concessions conchylicoles (huîtres et moules) dans les Pertuis Charentais (d'après Mille et Le Moine 2011, source DDTM / Marennes). Les sites expérimentaux du réseau régional de croissance de moules dans les Pertuis Charentais (REMOULA, Robert et al., 2001) sont également représentés: RO Les Roulières ; AI Aiguillon ; MA Marsilly ; YV Yves et BO Boyard.

Les Pertuis Charentais représentent le premier site de production conchylicole Français ; première rang comme bassin reproducteur de l'huître creuse (*Crassostrea gigas*) (Bassin de Marennes Oléron) et troisième bassin de production de moules (*Mytilus edulis*) (Pertuis d'Antioche). Cet ensemble présente à la fois une géomorphologie et une hydrodynamique complexe. Le volume oscillant du Bassin de Marennes-Oléron (peu profond) représente les 3/4 de son volume, alors que celui des Pertuis Breton et d'Antioche représente seulement 1/3 de leur volume.

³ Comité Régional Conchylicole

Du fait de l'importance économique des activités ostréicoles, un réseau de mesure hydrologique a été mis en place à l'échelle régionale dès les années 70 (réseau Razlec), complété dans les années 90 par un réseau nationale (Rephy) dont les stations sont présentées ci-dessous (Figure 4). Le banc ostréicole d'Agnas, au centre du BMO, sert de site de référence et d'étude de *C.gigas* depuis les années 80.

Figure 4. Stations de mesures hydrologiques (salinité et autres paramètres) : (1) dans le Pertuis Breton (Filière W, L'Eperon, la Carrelère), (2) dans le pertuis d'Antioche (Le Cornard, l'Ile d'Aix) et (3) dans le BMO (Boyard et Auger) (stations REPHY). Site d'étude de l'huître creuse (*Crassostrea gigas*) sur le site ostréicole d'Agnas.



I.2. OBJECTIFS DE L'ETUDE

Les apports terrigènes quantitatifs en eau douce ont toujours intéressé et interrogé les gestionnaires, les scientifiques et les professionnels de la conchyliculture. Dans les années 1980, il a été montré que l'excès d'eau douce apportée par les fleuves, entraînant une dessalure trop brutale, pouvait affecter la physiologie et la qualité gustative des huîtres (Masson, 1997 ; Chevalier et Masson, 1988). Le conflit d'usage de l'eau douce a cette période s'est étendu jusqu'au tourisme, la réglementation fixant alors un débit minimal de la Charente à $15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en période d'étiage (Ravail et al., 1988). Plus récemment, des études sociétales réalisées autour de ces conflits d'usage, suscitent toujours polémiques et controverses (Rivaud, 2009, 2010 ; Mongruel et al., 2010 ; Candau et al., 2012). Les auteurs s'accordent à dire combien la clarification des besoins en eau pour l'ostréiculture est difficile au regard de l'interaction complexe entre les facteurs environnementaux (Rivaud, 2009) et de leurs conséquences sur les performances biologiques des espèces en élevage.

Le conflit « quantitatif » du besoin en eau s'est ensuite orienté « conjoncturellement » avec le réchauffement climatique vers un besoin d'eau douce en été. A l'heure où les débits d'étiage ont baissé de moitié en trente ans (d'après Candau et al., 2012), 90 % des ostréiculteurs affirment un besoin en eau douce pour la croissance des huîtres (Rivaud, 2009). Aujourd'hui, les apports terrigènes qualitatifs et leurs conséquences sur les activités conchylicoles dans les Pertuis suscitent de plus en plus d'interrogations par les professionnels, scientifiques et gestionnaires. **L'objectif de ce rapport est donc de préciser les connaissances acquises sur la relation entre les apports terrigènes quantitatif et qualitatif et la conchyliculture dans les Pertuis Charentais.**

II. LES APPORTS TERRIGENES AUX PERTUIS CHARENTAIS

II.1. FLEUVES ET BASSINS VERSANTS

Les Pertuis Charentais en tant que zone côtière sont soumises aux apports terrigènes provenant des différents bassins versants. Leurs surfaces sont vingt fois plus grandes que celle des Pertuis (Figure 5). Ces apports sont drainés d'une part par les fleuves internes aux pertuis charentais : Lay, Sèvre, Curé, Charente, Seudre et leurs affluents, et d'autre part, par des fleuves externes aux pertuis : Loire et Gironde (Garonne et Dordogne) (Figure 5). Les bassins versants ont des surfaces comprises entre 385 km² (Curé) et 117.000 km² (Loire) (Tableau 2). La Charente est le fleuve interne aux pertuis qui draine la plus grande surface de bassins versants (60 % des bassins versants des fleuves internes aux pertuis). La **Seudre** prend sa source dans le département de la Charente Maritime près de Saint Genis de Saintonge et se jette entre La Tremblade et Marennes, au Sud du bassin de Marennes-Oléron, après un parcours de 65 kilomètres. Elle draine un bassin versant sur environ 800 km² (25 fois plus petit que celui de la Charente). Sa partie estuarienne a une longueur d'une vingtaine de kilomètres (jusqu'à l'écluse de Riberou à Saujon) et une largeur de 1 à 2 km. Le débit de la Seudre varie de quelques dizaines de m³/s en crue à un débit nul en août et septembre. Son débit moyen est voisin de 1 m³/s. En été, l'estuaire de la Seudre est un bras de mer complètement salé ; En effet, l'essentiel des réserves de ce fleuve est utilisé pour l'irrigation estivale, et exporté en hiver pour l'alimentation de marais drainés, propices à l'agriculture. Ses faibles apports hydriques, associés à une perte karstique dans le bassin amont, font que la Seudre maritime peut être considérée comme un bras de mer colmaté latéralement par les marais. En effet, le bassin de la Seudre représente le plus grand ensemble de marais maritimes alimenté en eau salée du littoral français : (1) Le marais de la Seudre longeant tout le cours maritime du fleuve (25.500 ha) où se pratiquent conchyliculture et pisciculture ; (2) Le marais de Brouage, au nord (11.000 ha) constitué de prairies en eau douce ; (3) Le marais d'Arvert-St Augustin au sud de la Seudre (1.500 ha) constitué de prairies et marais doux cultivés. Le bassin versant de la **Charente** d'une surface d'environ 10.000 km², traverse le Poitou-Charentes, l'Aquitaine et le Limousin (Bry et Hoflack, 2004). Le fleuve Charente prend sa source à Chéronnac dans le Limousin et se jette après 380 km, dans le Nord du bassin de Marennes-Oléron par un estuaire délimité au Sud par l'île Madame et au Nord par l'île d'Aix. Ce bassin présente la particularité d'être très plat avec près de 60 % de sa surface compris entre 100 mètres d'altitude et le niveau de la mer. C'est donc un fleuve « lent » avec une pente très faible, de 5 cm/km entre Cognac et l'océan. La Charente estuarienne ou littorale, correspond à la partie située en aval de St Savinien. Dans cette zone, le seul affluent de la Charente est représenté par la Boutonne. L'estuaire au sens strict du terme débiterait au niveau de Tonny-Boutonne (Vouvé, 2000). La Charente se jette dans la baie de Marennes-Oléron par un vaste estuaire. La **Sèvre niortaise** est un fleuve côtier qui prend sa source près de Sevrét dans les Deux-Sèvres. Elle traverse Niort, puis descend dans le marais poitevin dont elle forme la principale artère hydraulique, pour finir par se jeter dans l'anse de l'Aiguillon. Elle draine un bassin versant de 3.400 km². Ce bassin versant est constitué de marais mouillés et desséchés. L'influence de la marée se fait ressentir jusqu'à Marans, sur la vielle Sèvre. La Sèvre Niortaise parcourt 155 kilomètres de sa source à son embouchure. La partie qui traverse le Marais Poitevin parcourt 59 kilomètres et a été canalisée entre Niort et Marans en sept biefs de longueur inégale. Le **Curé** est un petit fleuve côtier qui prend sa source à St Georges-du-Bois en Charente-Maritime. Il draine la plaine centrale de l'Aunis et traverse un marais desséché de 315 km² pour finalement déboucher dans l'anse de l'aiguillon. Le **Lay** est le principal fleuve côtier de la Vendée (Nord du PB). Bien que le système Mer des pertuis soit irrigué directement par les cinq fleuves côtiers limitrophes (Seudre, Charente, Sèvre, Curé et Lay), il peut également recevoir les eaux des panaches de la **Gironde** et de la **Loire**, dont les apports sont tributaires des forçages hydrologiques et météorologiques. La Loire et la Gironde sont les deux

estuaires importants de la côte atlantique. Elles sont les principales sources d'eau douce dans la partie nord du golfe de Gascogne et sont à l'origine d'une large bande côtière de salinité inférieure à 34,6 qui s'étend de Groix jusqu'à la Gironde et en face du Finistère (Loyer, 2001). Ce sont des zones macrotidales où la marée entraîne une remise en suspension et un transport des sédiments estuariens, ainsi que des substances dissoutes de la colonne d'eau vers les eaux côtières notamment en période de crue. Les apports en substances dissoutes sont régis par les débits fluviaux (Castaing, 1981). Ils sont caractérisés par une forte variabilité saisonnière. Dans l'estuaire de la Loire, les apports du bassin versant en azote organique et minéral, en phosphore et en matières en suspension, sont majoritaires par rapport aux rejets des villes. Ils sont issus du lessivage et de l'érosion des terres et liés aux périodes d'étiage et de crues. Les concentrations en nitrate dans la Loire sont supérieures à $400 \mu\text{mol L}^{-1}$ en hiver et diminuent dès le printemps. Elles n'augmentent pas avec l'importance du débit hivernal; ceci caractérise une source continentale diffuse où le lessivage des sols joue un rôle majeur (Loyer, 2001). La **Gironde**, composée de quatre cours d'eau rejette 18 % en moyenne des apports globaux en phosphore et jusqu'à 35 % dans les années les plus sèches. Ses apports urbains et industriels en azote, sont estimés à 7 % des apports globaux dans l'estuaire (Maurice, 1993 d'après Loyer, 2001). Le panache girondin pénètre par le pertuis d'Antioche, au Nord du bassin de Marennes-Oléron et par le pertuis de Maumusson. La **Loire** gagne la baie de l'Aiguillon via le pertuis Breton (Dechambenoy et al, 1977; Bacher, 1989; Lazure et Jegou, 1998; Ifremer, 2000 ; Hermida et al. 1998 ; Boutier et al, 2000).

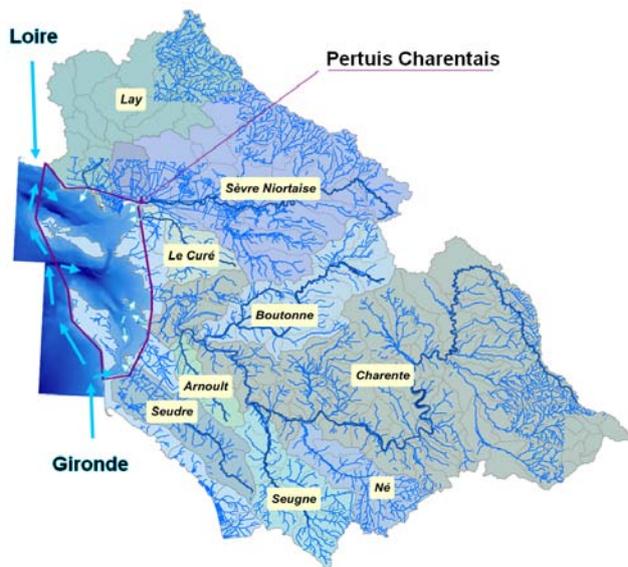


Figure 5. Fleuves et bassins versants influençant les Pertuis Charentais.

Les **débits des fleuves** (www.hydro.eaufrance.fr/) ont été analysés entre 2000 et 2010 (Soletchnik et al., 2013). Les débits moyens sont de $826 \text{ m}^3/\text{s}$ pour la Loire, 302 et $482 \text{ m}^3/\text{s}$ respectivement pour la Dordogne et la Garonne (fleuves externes aux Pertuis), de l'ordre de $69 \text{ m}^3/\text{s}$ pour la Charente, de $11,4$, $12,3$ et $16,0 \text{ m}^3/\text{s}$ respectivement pour la Boutonne, la Sèvre et le Lay, et de $1,44 \text{ m}^3/\text{s}$ pour la Seudre, en moyenne sur l'ensemble de cette période. Parmi les fleuves internes aux Pertuis, la Charente contribue à plus de 60 % des apports, la Seudre 1 à 2 % seulement, et les 3 autres fleuves entre 10 et 15 %. Selon les années, les débits moyens des fleuves internes aux Pertuis peuvent varier dans un rapport de 1 à 4, entre 2005, année de faible débit (étiage), et l'année 2000, année de fort débit (crue) (étude 2000-2010).

Tableau 2. Principales caractéristiques des fleuves et bassins versants (BV). Toutes les données sont issues de la base Hydrologique (www.hydro.eaufrance.fr/)⁴. Les débits sont reconstitués à la station de mesure permettant la meilleure représentativité du bassin versant (Le Moine, 2013).

Fleuves	Longueur du fleuve (km)	Surface du bassin versant (km ²)	Surface prise en compte par la station de mesure (km ²) et pourcentage de BV pris en compte (%)	Débits de crue (m ³ /s)	Débits moyens reconstitués (m ³ /s) et station de mesure : ()
Lay ⁵	120	2.023	1.044 (~51%) 1.713 (~85 %)	~260	14 (La Bretonnière)
Sèvre Niortaise ⁵	158	3.346	1.700 (~ 50 %) 1.074 (~ 32 %)	~200	44,4 (La Tiffardière)
Curé	45	385	78 (~ 20 %)	~25	(Anais les rivières)
Charente ⁶	381	~8.000	7.200(~ 90 %)	~570-670	49 (Saint Savinien)
Boutonne	99	1.447	1.320 (91 %)	~70	Cabariot
	68	776	450 (~ 58 %)	~15	~1 (Corme-Ecluse)
Dordogne	483	24.500 ⁷	14.394 (~ 58 %) 21.172 (86 %) ⁸	~1.500 - 2.500	380 (Gardonne , Dronne et Isle)
Garonne	647	56.000	51.500 (~ 91 %)	~4.000- 5.000	650 (Tonneins)
Loire	1.013	117.000	11.570	~3.000 - 4.000	931 (Nantes)

Les débits des différents fleuves influençant les pertuis présentent en général de fortes variations saisonnières. Les débits de la Loire et de la Gironde sont de l'ordre de 1.200-1.400 m³/s en hiver et de 200 m³/s en été (Figure 6). Ceux de la Charente fluctuent entre 140 et 20 m³/s alors que les fleuves plus modestes du Pertuis Breton ne dépassent pas les 40 m³/s en hiver. La Seudre au très faible débit, à un impact spatial limité caractérisé par de faibles variations temporelles.

⁴ EAUFRANCE est le portail public sur l'eau (<http://www.eaufrance.fr>). Il est le point d'entrée du Système d'information sur l'eau (SIE). Il a pour but de faciliter l'accès à l'information publique dans le domaine de l'eau en France.

⁵ Station de mesure différente selon les années.

⁶ Avec le Né, l'Arnoul et la Boutonne.

⁷ Dont 7510 km² de bassin versant pour le fleuve Isle.

⁸ Au total avec l'Isle.

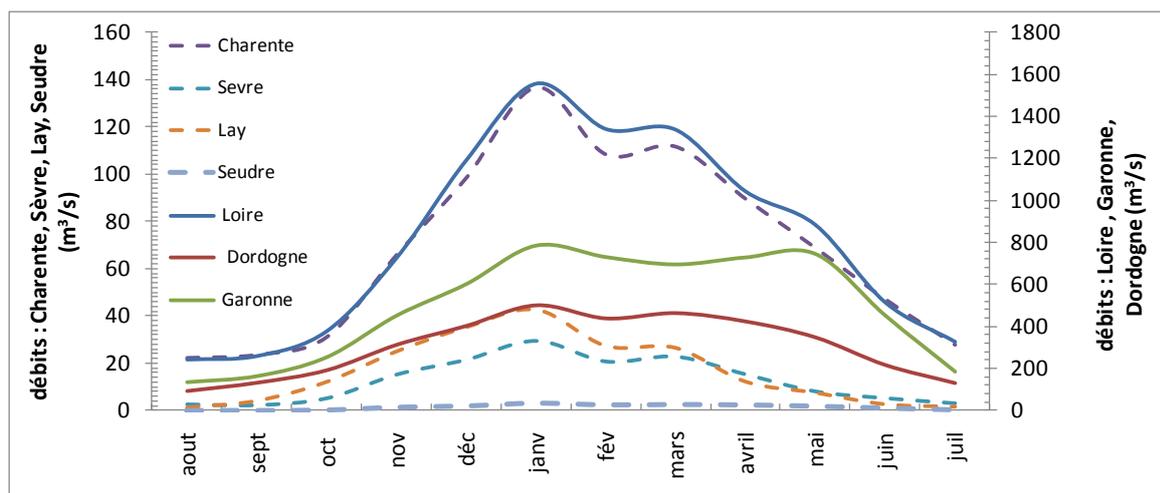


Figure 6. Débits saisonniers des fleuves susceptibles d'affecter les Pertuis Charentais (période : 1998 – 2011) (d'après les données de la Banque HYDRO : www.hydro.eaufrance.fr/).

L'analyse chronologique des séries de mesures de débits (2000-2010) (d'après Bethoux et al. 1980) permet de mettre en évidence quelques spécificités dans la saisonnalité des apports de certains fleuves (Figure 7). Ainsi au mois de mai, si cinq fleuves ont une saisonnalité proche de la moyenne (indice ~ 0)⁹, les débits de la Sèvre et du Lay (Pertuis Breton) sont inférieurs à la moyenne. Ils traduisent un déficit précoce en eau douce dans cette région. A l'inverse, durant ce même mois de mai, les débits de la Garonne sont aussi importants que les débits d'hiver, probablement liés à la fonte des neiges dans les Pyrénées.

⁹ La méthode statistique Sensus II (Bethoux et al., 1980) permet de décomposer chacune des séries de débits de fleuves en tendance, saisonnalité et résidus. L'indice saisonnier est relatif, avec une moyenne annuelle centrée sur « 0 »

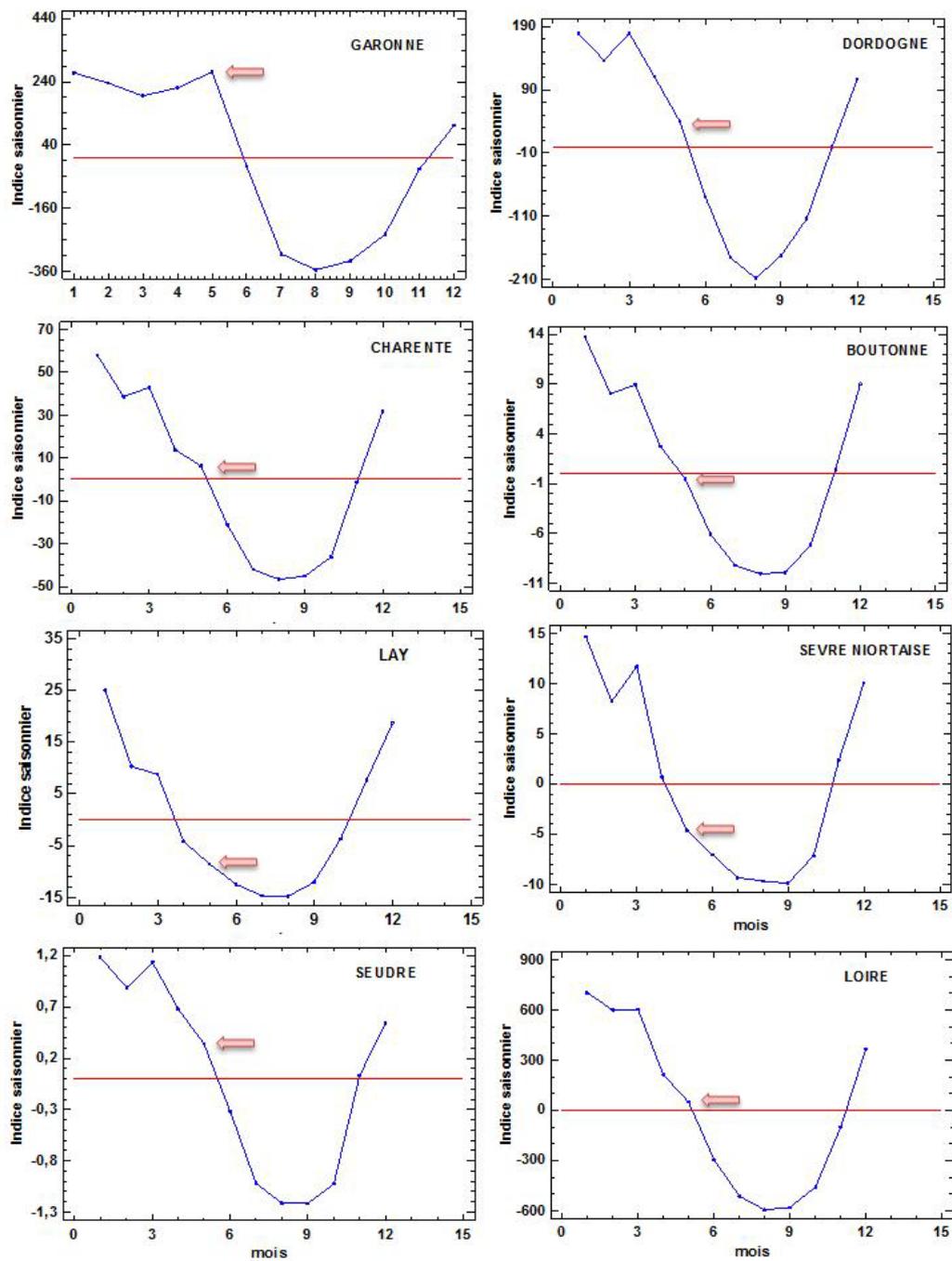


Figure 7. Saisonnalité des débits des fleuves influençant les Pertuis Charentais (la flèche indique le mois de mai) (d'après données www.hydro.eaufrance.fr/) La saisonnalité est issue de la méthode de décomposition des séries chronologiques (d'après Bethoux et al. 1980). Les valeurs mensuelles sont centrées (valeur 0) par rapport à une moyenne annuelle.

Dans les PC, les apports terrigènes sont drainés d'une part par les fleuves internes (Lay, Sèvre, Curé, Charente, Seudre et leurs affluents), et d'autre part par des fleuves externes aux Pertuis : Loire et Gironde (Garonne et Dordogne). La surface totale des bassins versants des fleuves internes aux Pertuis est d'environ 16.000 km². Celles de la Gironde (Garonne et Dordogne) et de la Loire sont respectivement de 80.000 km² et 117.000 km². Les débits moyens des fleuves (aux stations de mesures les plus proches de l'embouchure) sont de 1 m³/s pour la Seudre, 14 m³/s pour le Lay, 44 et 49 m³/s respectivement pour la Sèvre niortaise et la Charente. Ceux de la Dordogne, Garonne et Loire sont de 380, 650 et 931 m³/s. En raison de la fonte des neiges, la Garonne présente des débits, en mai, équivalents aux débits hivernaux contrairement aux autres fleuves dont les débits en mai sont intermédiaires (= spécificité de saisonnalité des apports dans les pertuis charentais).

II.2. PRINCIPALES CLASSES D'APPORTS TERRIGENES

De par leurs morphologies, les Pertuis Charentais se présentent comme des exutoires d'eau douce continentale et de nombreux auteurs ont étudié les apports terrigènes aux Pertuis Charentais d'un point de vue qualitatif (Lazure et Jegou, 1998 ; Loyer, 2001 ; Dabrin, 2009 ; Strady, 2010). En 1997, une enquête effectuée par le service régional de protection des végétaux de Poitou-Charentes met en évidence l'existence de 142 matières actives totalisant 1450 tonnes pour le bassin versant de la Charente. Aujourd'hui, ce domaine de recherche reste peu étudié du fait de la problématique complexe qu'il représente. Outre la quantité d'eau douce apportée, la qualité de l'eau douce va dépendre des activités anthropiques des bassins versants. A l'échelle des Pertuis, l'essentiel des apports est d'origine urbaine et agricole. La contribution industrielle provient essentiellement de la Charente (Rostagno et al., 1999). Parmi les apports se trouvent les substances naturelles particulières ou dissoutes, d'origine terrigène. Les nutriments (naturels et anthropiques) ainsi apportés en quantité significative par les fleuves durant l'automne et l'hiver constituent l'amendement principal des pertuis (Soletchnik et al., 1998a). Vis-à-vis de la conchyliculture, les sels nutritifs contribuent au développement algal phytoplanctonique et servent la croissance des coquillages. D'autres substances, naturelles ou xénobiotiques, relèvent des activités humaines. Les éléments métalliques, en faible quantité, favorisent la croissance du phytoplancton. De trop fortes concentrations peuvent nuire à la santé humaine ou animale (Rostagno et al., 1999 ; Dabrin, 2009). Bactéries, virus, micropolluants organiques hydrophobes (POH) sont également amenés par les fleuves. Ces derniers regroupent un grand nombre de molécules dont certaines sont toxiques (PCB, HAP, DDT, atrazine, dioxines ; d'après Rostagno et al., 1999). Aujourd'hui, les résidus pharmaceutiques constituent également un groupe de produits dangereux sur le plan sanitaire (consommation) et écologique (génotoxicité, reprotoxicité, etc ...) (Togola et Budzinski, 2007 ; Togola et al, 2008 ; Vystavna et al 2012).

A. Focus sur les métaux lourds

Les métaux traces sont présents en phases dissoute et particulaire déterminant leur bio-disponibilité (Dabrin, 2009). Grâce au Réseau National d'Observation des métaux dans le milieu marin (RNO¹⁰, puis ROCCH depuis « année »), il a été montré que les quantités de cadmium, de cuivre et d'argent dans les coquillages des Pertuis Charentais se situaient nettement au-dessus des moyennes nationales (Boutier, 1981 ; Gonzalez et al., 1991 ; Belin et al, 2012). Le problème est particulièrement crucial avec le cadmium de l'embouchure de la Gironde aux Pertuis Charentais. Sur cette zone littorale, les teneurs en cadmium, dans les coquillages (et les huîtres en particulier) sont nettement supérieures à la

¹⁰ Mis en place par l'Ifremer en 1979

moyenne nationale (Urbietta, 2010). La source de pollution a été clairement identifiée au sein d'un bassin versant industrialisé de l'Aveyron¹¹. L'historique de cette pollution, son incidence sur les Pertuis, et en particulier sur la qualité sanitaire des coquillages ont été détaillées (Rostagno et al., 1999 ; Dabrin, 2009 ; Strady, 2010). Des mesures, prises à la fin des années 80 (isolation du terril, récupération et traitement des eaux de ruissellement) ont permis (depuis quelques années) de réduire la teneur en cadmium des coquillages. Ainsi, sur le site ostréicole de d'Agnas (centre du bassin de Marennes-Oléron), la teneur en cadmium dans les huîtres, est passée de 8-10 mg/kg de poids sec (pds) à 3-5 mg/kg pds entre les années 80-90 et les années 2000-2013 (Figure 10 d'après Ifremer, 2014).

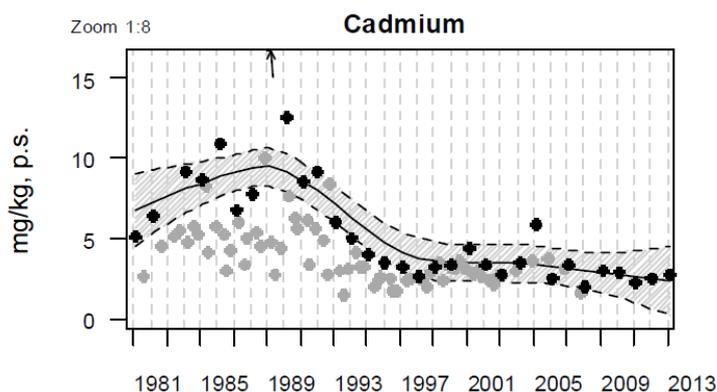


Figure 8. Teneur en cadmium dans les huîtres creuses sur le site d'Agnas (Figure 4) depuis 1981 (réseau ROCCH ; bulletin de la surveillance, Ifremer, 2014).

B. Focus sur les pesticides

Sur le plan national, la France est premier producteur agricole européen de pesticides (<http://agreste.agriculture.gouv.fr>). Dans le bassin de Marennes Oléron, les herbicides représentent 75 % du volume total des produits phytosanitaires et les apports sont essentiellement printaniers (avril-mai et juin) (Figure 11) (Agrest, 2003 dans Munaron, 2004). Les flux annuels d'herbicides de 510 kg à 1.360 kg, apportés par la Charente jusqu'à son estuaire sont jugés très préoccupants par les autorités sanitaires, d'autant plus qu'un « cocktail » de ces molécules présente un effet de toxicité décuplé (Arzul et Quiniou, 2014) et provoque des effets délétères sur certaines populations animales ou végétales (Bouilly, 2004 ; Tanguy et al., 2005 ; Burgeot et al, 2007; Renault, 2011 ; Geret et al., 2013 ; Akcha et al., 2012). Dans les Pertuis Charentais, des pics de concentrations ponctuels mais significatifs d'herbicides ont été enregistrés en sortie de Seudre (exemple Figure 12), dans certains parcs ostréicoles du BMO (Soletchnik et al., 2005b ; Burgeot et al., 2007) ou au débouché des canaux de marais littoraux (eg. Moeze-Brouage au sud de la Charente, Masson et Dubernet, 2006). Des mesures effectuées en estuaire de Charente (Fort Lupin) montrent des concentrations maximales proche de 0,8 µg/l pour certaines molécules sur la période 2011-2012 (TOPHYPAC / MEDDE 2011-2014). Les molécules souvent rencontrées sont : le métolachlore (58 % des échantillons), le glyphosate (43 % des échantillons) et de son métabolite, l'AMPA (52 % des échantillons). En 2004, des concentrations en glyphosate de 0,12 à 1,3 µg/l ont été enregistrées sur le banc de Perquis à l'embouchure de la Seudre (Figure 12, Soletchnik et al., 2005a ; Burgeot et al, 2007). A de telles concentrations, des effets ont été observés sur certaines espèces de phytoplancton et de bivalves (Arzul et Durand, 1999 ; Akcha et al., 2012). Jusqu'à onze molécules sont parfois détectées simultanément dans BMO, représentant des concentrations de près de 20 µg/L de pesticides (dans Munaron, 2004). Dans un ouvrage de synthèses récentes, Arzul et Quiniou (2014) confirment l'effet de toxicité aigu de cocktails de pesticides, tant sur les algues que sur les mollusques marins. Toutefois, une étude récente,

¹¹ Terril minier de 700.000 tonnes de résidus liés à l'extraction du zinc depuis le 19^{ème} siècle sur la zone de Decazeville (Lot)

ne montre pas d'impact de la contamination du cuivre ou des pesticides sur les communautés phytoplanctoniques du BMO (Stachowski-Haberkorn et al., 2014). Cette étude, réalisée entre 2011 et 2014 couple une approche de mesures in situ des contaminants avec des bio essais réalisés sur le phytoplancton présent dans le panache de la Charente. Ce projet a ainsi permis de révéler une présence quasiment permanente des herbicides glyphosate, d'AMPA, et du métolachlore au niveau de l'estuaire interne de la Charente. Par contre, le mélange d'herbicides utilisé dans les bioessais, en 2012 (glyphosate, métolachlore et mésotrione), aux concentrations rencontrées dans le milieu n'a pas produit d'effet sur les communautés d'algues (printemps et automne) (Stachowski-Haberkorn et al., 2014).

Néanmoins, le projet TOPHYPAC (initié dans le cadre du programme PESTICIDES mis en place par le MEDDE) n'a pas permis de mettre en évidence un effet de pesticides testés (un mélange de glyphosate, de S-metolachlore, de dimethenamamide et de metamitron) sur les communautés naturelles de phytoplanctons dans l'estuaire de la Charente (dans les conditions d'expérimentation de ce projet). Il apparaît donc que, ces pesticides (les plus souvent observés dans ce secteur) ne semblent donc pas poser de problèmes majeurs au développement et à la dynamique des communautés phytoplanctoniques

Figure 9. Répartition des surfaces traitées en herbicides en 2000-2001 (d'après Munaron, 2004).

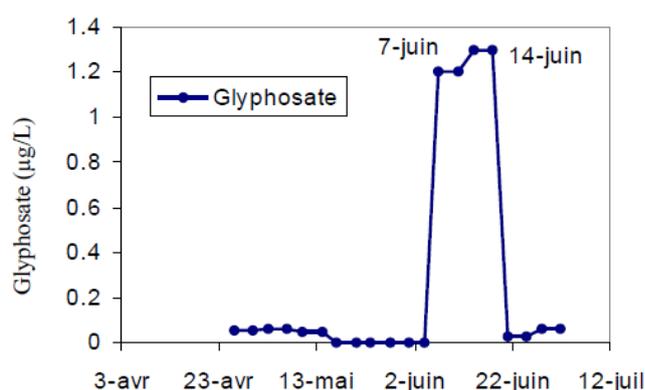
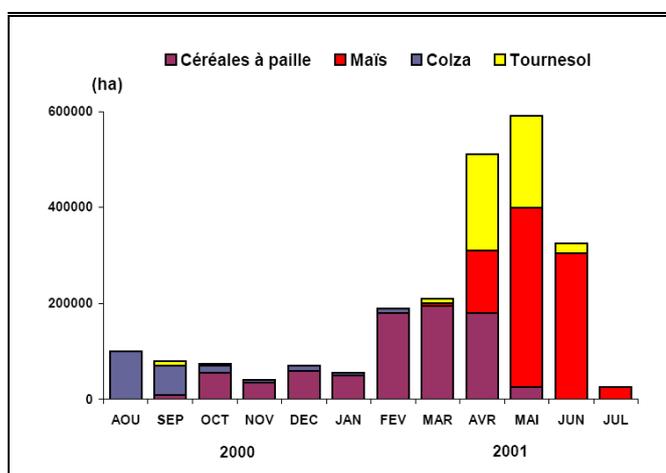


Figure 10. Exemple de pic de Glyphosate en 2004 en estuaire de Seudre (projet MOREST).

La **Directive Cadre sur l'Eau (DCE)** du 23 octobre 2000 vise à donner une cohérence à l'ensemble de la législation avec une politique communautaire globale dans le domaine de l'eau. Elle définit un cadre pour la gestion et la protection des eaux par grand bassin hydrographique au plan européen avec une perspective de développement durable. La DCE fixe des objectifs pour la préservation et la restauration de l'état des eaux superficielles (eaux douces et eaux côtières) et pour les eaux

souterraines. L'objectif général est d'atteindre d'ici à 2015 (ou 2020¹²) le bon état des différents milieux sur tout le territoire européen.

La **Directive Cadre Stratégie** pour le Milieu Marin 2008/SB/CE du 17 juin 2008 (DCSMM) établit un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin. Elle constitue le pilier environnemental de la politique maritime intégrée de l'Union européenne. Ce cadre législatif doit renforcer la cohérence entre les différentes politiques et favoriser l'intégration des préoccupations environnementales.

Les matières particulaire et dissoute contenues dans l'eau douce apportée par les fleuves, contribue pour l'essentiel à définir la qualité des apports. Ils sont naturels ou anthropiques et se classent en grandes catégories : éléments métalliques, pesticides, polluants organiques hydrophobes, résidus pharmaceutiques, ... Selon leur nature ils présentent avantages ou inconvénients pour les usagers des Pertuis Charentais. Qu'en est-il vis-à-vis de la conchyliculture ? Historiquement, l'impact de la Gironde dans les PC est bien reconnu ; la contamination des coquillages du BMO par le cadmium de Decazeville (Lot) en est un exemple. En lien avec les pratiques agricoles et urbaines, des pulses de pesticides sont identifiés en sortie de Seudre au printemps.

II.3. SPATIALISATION DES APPORTS

Le modèle hydrodynamique MARS (hydrodynamical Model for Application at Regional Scale) a été développé dans les Pertuis Charentais par Stanisière et al. (2006). Actuellement, un modèle 3D est en développement, en raffinement régional du modèle MANGA (fourni par Previmar). Il prend en compte les forçages météorologiques (température de l'air, vent, pression atmosphérique, ...) et tidaux ainsi que les apports des principaux fleuves internes aux pertuis (Sèvre niortaise, Lay, Charente et Seudre) (Le Moine et al., 2009). A partir du modèle, différents indicateurs d'impacts spatialisés ont été imaginés et appliqués spécifiquement aux problématiques conchylicoles.

II.3.1. EXEMPLES D'INDICATEURS D'IMPACTS SPATIALISES

Les fleuves drainent avec l'eau douce des substances dissoutes ou particulières jusqu'à la zone côtière. La modélisation, au moyen de traceurs conservatifs (ou non), permet d'estimer les zones et les conditions dans lesquelles ces substances vont influencer de manière significative les écosystèmes conchylicoles côtiers. Indicateur conservatif par nature, la salinité est utilisée afin d'évaluer spatialement et temporellement l'impact potentiel des substances transportées par les fleuves (sels nutritifs, pesticides...). Simulée sur de longues périodes, elle permet d'évaluer l'influence chronique de certains composés. La salinité moyenne mesurée durant l'hiver 2007 illustre un exemple d'impact chronique d'eau douce de la Charente (Figure 13 A). Cet indicateur spatialisé a permis de définir le zonage d'influence de l'eau douce (H₂O) dans les pertuis et donc la capacité d'espèces animales et végétales à y vivre à des salinités différentes. La Figure 13 B présente un zonage de salinité dont la variance diminue globalement de l'estuaire vers le bassin de Marennes-Oléron d'Est en Ouest. On constate que les plus gros écarts de salinité se rencontrent dans l'estuaire de la Charente et dans sa partie nord (secteur de Fouras), excellent secteur de captage (en été lorsque les apports sont faibles). L'embouchure de la Seudre, autre site traditionnel de captage, ne subit pas de telles amplitudes de salinité. L'exposition à une gamme de salinité donnée dans la durée, permet donc d'identifier des

¹² Dans certains cas, l'objectif est repoussé à 2020.

zones préférentielles pour les espèces euryhalines (Figure 13 C). Enfin, le calcul de flux d'eau douce (volume d'eau douce circulant) (en provenance de Charente dans notre exemple), illustre bien la capacité potentielle d'un fleuve à impacter un secteur donné par des apports dont l'effet serait cumulatif (i.e. contaminant métalliques) (Figure 13 D). Cette représentation montre que d'importants flux d'eau douce en provenance de Charente influencent la côte Sud - Ouest de l'île d'Oléron durant cet hiver 2007 (Figure 13 D).

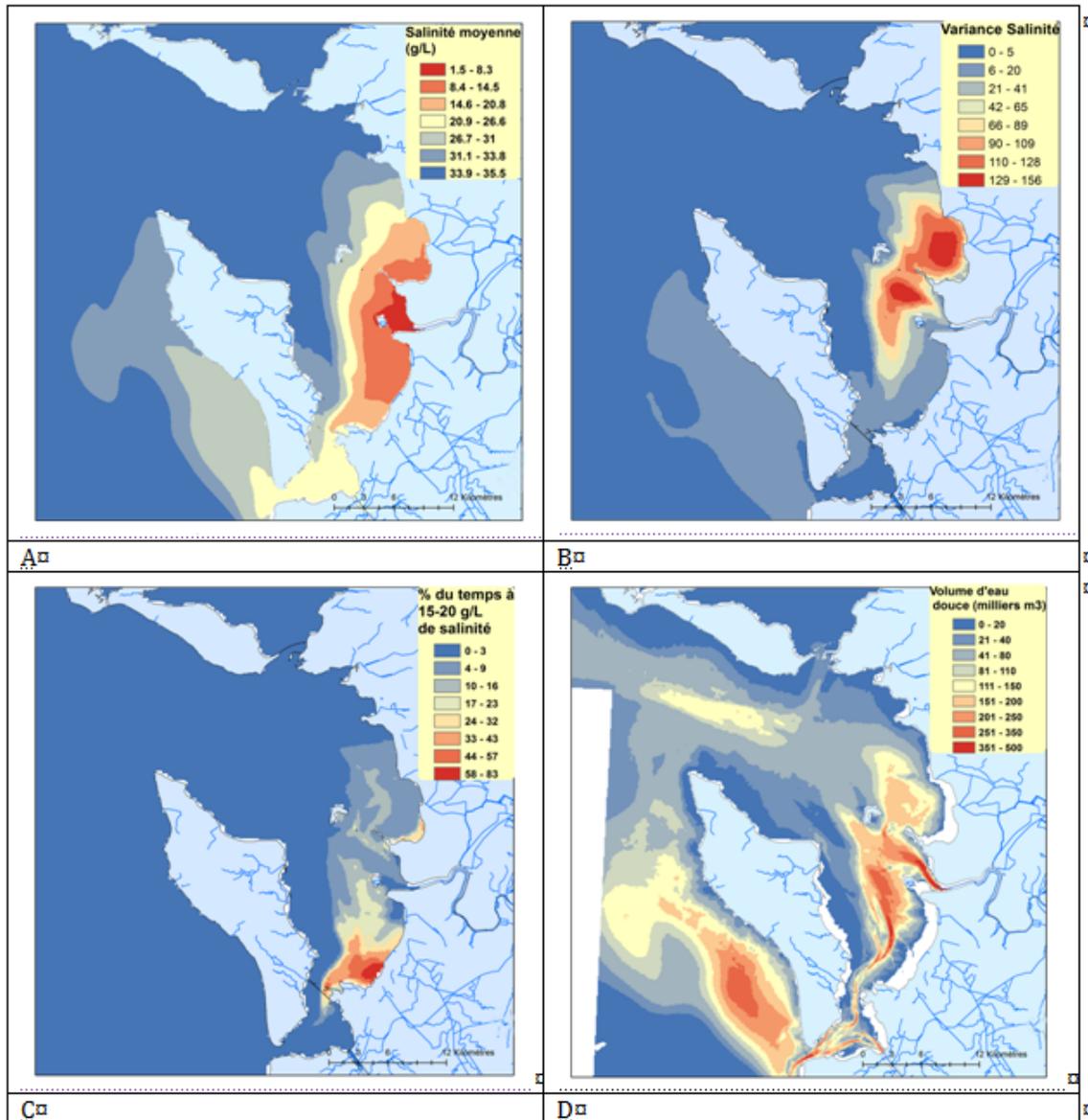


Figure 11. Exemple d'indicateurs d'impacts spatialisés dans le Sud des pertuis, sous l'influence : de la Charente (ABC) et de Charente et de la Seudre (D) ; Exemple de février 2007 : A/ Salinité moyenne (impact chronique de la salinité) ; B/ Variance de la salinité (impact aigu) ; C/ Exposition à une gamme de salinité de 15-20 g/L (exemple d'indicateur écologique) ; D/ volume d'eau douce ayant transité en chaque point de l'espace (exemple d'indicateur d'impact par des polluants).

II.3.2. INDICATEURS SPATIALISES APPLIQUES A LA CONCHYLICULTURE

L'investigation scientifique, dans le domaine de la conchyliculture en particulier, passe aujourd'hui par l'usage d'outils numériques tels que les SIG (Systèmes d'information Géographiques) et la modélisation. Ils permettent notamment d'étudier la complexité spatiale du littoral et de ses usages (Le Moine et Gouletquer, 2013) et de proposer ainsi les outils d'aide à la gestion les mieux adaptés. La modélisation hydrodynamique (MARS) permet par exemple d'estimer les contributions relatives spécifiques des différents fleuves internes aux pertuis, à la dessalure observée en chaque point des Pertuis Charentais.

A. Incidence de l'eau douce sur les sites de bouchots des Pertuis Charentais

Les sites de bouchot sont sous l'influence terrigène de plusieurs fleuves internes aux pertuis. La modélisation hydrodynamique (MARS2D), en intégrant les débits des fleuves (variable forcante), simule la salinité dans tous les pertuis. A partir d'une salinité « marine » de 35,5, un calcul simple permet de préciser la contribution relative en eau douce de chacun des fleuves sur un site donné (Figure 14 ; Soletchnik et al., 2013). Ainsi, l'intégration de cette variable sur 11 année (2000-2011), montre que les apports en eau douce sont de l'ordre de 1 % sur les Roulières (10 ml/L), 3 % sur Boyard, et 5 % sur les trois autres sites plus euryhalins (Figure 14). Par ailleurs, les fleuves du Pertuis Breton (Sèvre et Lay) contribuent de façon insignifiante (<1 %) (soit moins de 1ml d'eau douce pour un litre de mélange) aux apports dans le sud des pertuis (Antioche et Bassin de Marennes). Par contre, l'apport d'eau douce de Charente dans le Pertuis Breton représente près de 50 ml d'eau douce par litre de mélange soit 5 % (Figure 14).

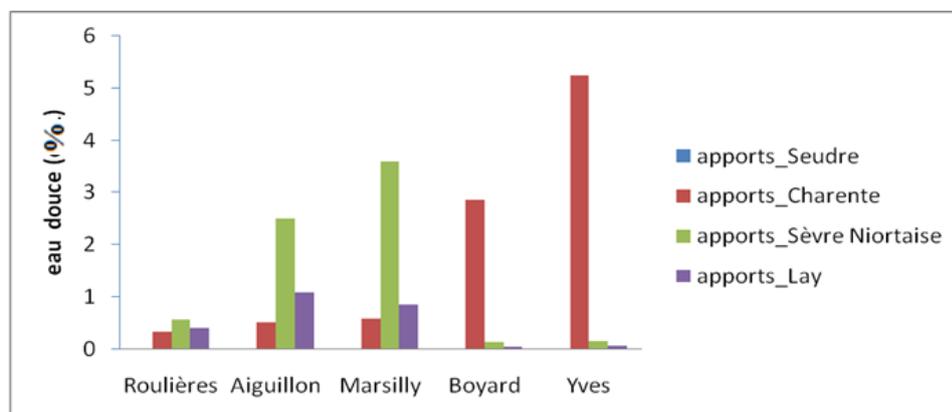


Figure 12. Contribution respective de fleuves internes aux Pertuis Charentais, à la dessalure de l'eau (en référence à une eau « océanique » à 35,5).

B. Contribution des fleuves (Lay, Sèvre, Charente et Seudre) à la dessalure sur les secteurs conchylicoles des Pertuis Charentais au cours de l'hiver 2007

Au cours de l'hiver 2007, les simulations hydrodynamiques réalisées en conditions réalistes de vents et de débits illustrent l'influence des fleuves internes aux pertuis sur tous les sites conchylicoles des Pertuis Charentais (Figure 15). Dans ces conditions, les sites mytilicoles à l'entrée de la baie de l'Aiguillon (Figure 3) ont une salinité moyenne de 29, représentant un apport d'eau douce de l'ordre de 100 ml/L (~ 10%) ; les ¾ provenant du Lay pour le site d'Aiguillon (AI) situé le plus au Nord, et

les $\frac{3}{4}$ provenant de la Sèvre, pour le site de Marsilly (MA), situé au Sud-Est de la baie (Figure 15, Figure 3). Dans ces mêmes conditions spécifiques de l'hiver 2007, la contribution de la Sèvre peut atteindre 6 ml/L (~ 0,6%) sur le site d'Agnas, au centre du bassin de Marennes-Oléron (pour un apport total de 120 ml/L (~ 12%) d'eau douce). Les filières au centre du pertuis Breton sont situées dans un environnement plus « marin » avec une contribution d'apport en eau douce de l'ordre de 30 ml/l (~ 3%), pour moitié en provenance de la Sèvre et du Lay. Dans le sud du bassin du bassin de Marennes (pertuis de Maumusson), la Seudre contribue pour la plus grosse part aux apports, d'environ 100ml/L (~ 10%) (Figure 15).

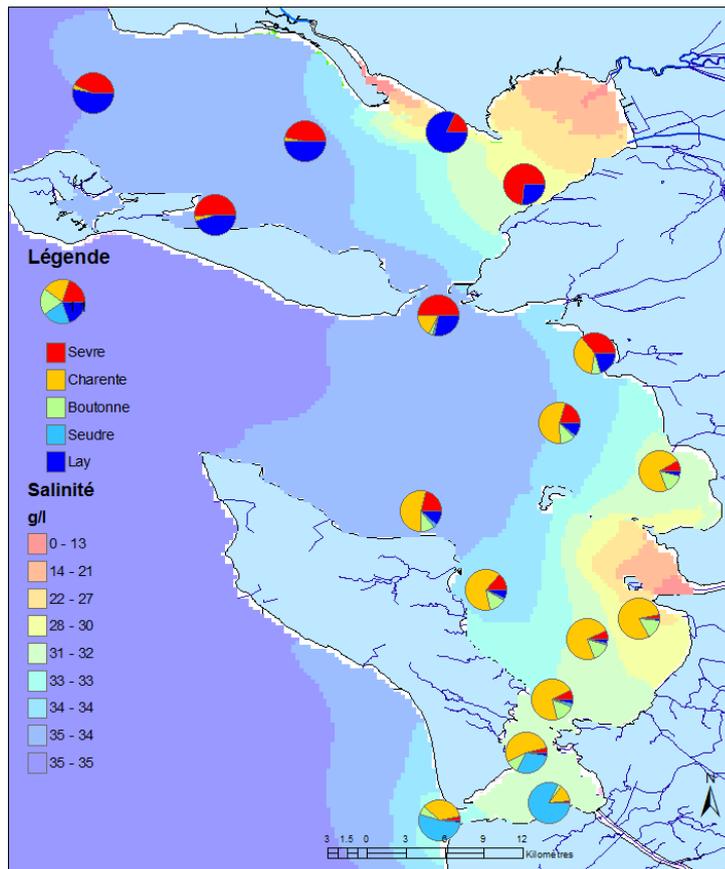


Figure 13. Contributions relatives (figures circulaires) des fleuves différents côtiers internes aux pertuis, à la dessalure sur les principaux sites ostréicoles (moules et huîtres) des pertuis. La salinité moyenne est indiquée par une palette couleur du mauve (salinité marine) au rose foncé (eau douce des fleuves). La simulation est réalisée dans les conditions de vents et de débits de l'hiver 2007 (janvier-mars).

C. Incidence de l'eau douce (Charente et Seudre) sur les parcs à huîtres du Bassin de Marennes-Oléron (conditions hivernales)

Les indicateurs d'impacts spatialisés tels que les flux d'eau douce ont pu contribuer à la caractérisation des parcelles cadastrales ostréicoles (Figure 16A et B). Ainsi, il a été montré que les parcs ostréicoles les plus exposés à l'eau douce durant l'hiver 2007, autour de l'île Madame dans l'estuaire externe de la Charente, étaient des parcs de captage estival. L'utilisation de cet indicateur en particulier a aussi mis en évidence que les parcs de pousse les plus productifs étaient ceux soumis aux arrivées d'eau douce durant l'hiver (et l'automne), comme par exemple ceux situés dans le chenal Est du BMO (couleur verte sur la Figure 16B).

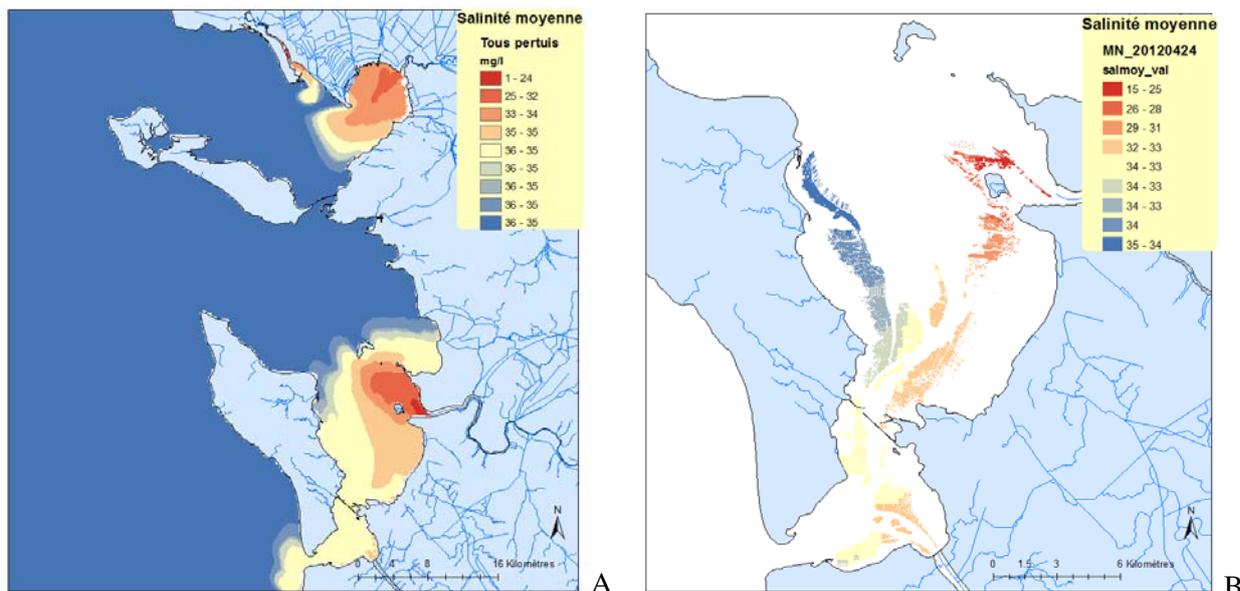


Figure 14. Passage d'un indicateur d'impact représentant les flux d'eau douce de Charente, spatialisés (A), à la caractérisation des parcelles cadastrales ostréicoles (B). Exemple de l'hiver 2007.

L'outil de modélisation hydrodynamique (MARS) permet de calculer par exemple le transport et la diffusion de l'eau apportée par les fleuves dans les Pertuis. L'impact des apports peut être estimé et représenté selon plusieurs méthodes, définissant ainsi des indicateurs d'impacts spatialisés. Les modes de calculs appliqués sur les résultats des simulations (intégration, moyenne, variance, flux d'eau douce, ...) permettent d'adapter l'indicateur à une problématique ou à un questionnement spécifique (dans le temps et l'espace). Ces indicateurs peuvent aider à mieux comprendre ou étudier la compatibilité écologique de distribution d'une espèce, l'impact aigu ou chronique des apports. Un indicateur spatialisé appliqué au cadastre ostréicole peut permettre d'interpréter ou de comprendre des résultats zootechniques obtenus sur les concessions. Il devient ainsi un outil d'analyse et de gestion du cadastre.

Une étude réalisée sur cinq sites de production de moules de bouchots a montré que l'influence des apports des fleuves pouvait varier d'un facteur quatre entre le site des Roulières (Nord-Ouest du Pertuis Breton), peu impacté par les fleuves, et le site d'Yves (Est du Pertuis d'Antioche) au contraire fortement soumis aux apports terrigènes. Une étude sur onze années a aussi montré que les deux fleuves du Pertuis Breton (Lay et Sèvre Niortaise) avaient très peu d'influence (effet de « lissage ») dans le pertuis d'Antioche alors que la Charente impactait de façon significative et durable le pertuis Breton. Par contre, dans des conditions spécifiques hivernales comme en 2007, Sèvre et Lay peuvent impacter, dans une certaine mesure, le pertuis d'Antioche, ou même le BMO. Ces résultats seront à réexaminer quand les impacts de la Gironde et de la Loire seront pris en compte dans de prochaines études.

III. INFLUENCE DES APPORTS SUR LES TRAITS DE VIE DES MOLLUSQUES EN ELEVAGE

Les apports en eau douce sont régulés en grande partie par le climat (i.e. régimes saisonniers de précipitations, d'ensoleillement) mais aussi par la typologie des bassins versants et des fleuves alimentant les Pertuis (relations sols-nappes-eaux de surface-zones humides notamment).

Alors que les « usages » de l'eau douce et les « pratiques » anthropiques modifient les apports sous ces deux aspects, le « besoin d'eau douce » aujourd'hui revient comme un leitmotiv de la profession ostréicole. Historiquement, la salinité, apparaît peu comme facteur explicatif des contre performances du captage d'huîtres observées au cours des années 70-80 (Héral et al. 1986) ou des années 90, (Gouletquer, 1995). Dans les années 70-80, la question se pose sur une gestion plus globale des eaux de surface d'un point de vue qualitatif en particulier et en fonction de ses usages (Chevalier et Masson, 1988). En hiver par exemple, la problématique vient du risque d'un excès d'apport d'eau douce (dessalure trop forte ou brutale) pour la conchyliculture vis-à-vis de la physiologie des huîtres et de leur qualité gustative (Masson, 1997 ; Chevalier et Masson, 1988). Le conflit d'usage de l'eau douce s'étend dans les années 80 au tourisme. La réglementation fixe par exemple un débit minimal de la Charente à 15m³/s en période d'étiage (Ravail et al., 1988). Au début des années 2000, la littérature scientifique relaye le « besoin en eau douce » exprimé par la profession (Rostagno et al., 1999 ; Thomas et al, 1999 ; Bry et Hoflack, 2004). Aujourd'hui, un des objectifs majeurs est de mieux comprendre l'influence de l'eau douce sur les traits de vie des mollusques en élevage au sein de la zone côtière.

III.1. RELATIONS ENTRE LES APPORTS ET LA MORTALITE DES MOLLUSQUES EN ELEVAGE

A. Mortalité de l'huître creuse (*Crassostrea gigas*) et pluviométrie

Depuis l'importation de l'huître creuse (*Crassostrea gigas*) en France au début des années 70, après éradication de l'huître portugaise par une épizootie (maladie des branchies entre 1969 et 1972) et jusqu'à l'épizootie à herpes virus (OsHV-1) en 2008¹³, les crises majeures de mortalité (1977, 1983, 1988, 1994-1995, les années 2000-2001 et l'hiver 2007¹⁴ - Figure 17) ont toujours été associées à des périodes de températures élevées et de plus fortes précipitations. Les années évoquées ci-dessus sont en effet marquées par des périodes où les deux tendances de température et de pluviométrie sont simultanément (et respectivement) supérieures à 13°C et 8 cm/mois (Figure 17) (Soletchnik, 2002a). Cette relation entre facteurs hydro-climatiques (température, apports) et mortalité des huîtres a ensuite été spécifiquement étudiée en Baie des Veys. Il a été montré que les mortalités des adultes, dans cette région, étaient corrélées aux débits des fleuves du printemps ($R_2 = 0,65$ et $p = 0,043$) et de l'automne ($R_2 = 0,66$ et $p = 0,036$) (Figure 18, d'après Misko, 2004 ; Ropert et al. 2008). Ces débits sont par ailleurs eux-mêmes corrélés aux flux de MES et de nitrates (Figure 18).

¹³ Affectant le naissain en France et dans d'autres pays d'Europe ; épizootie toujours active en 2013

¹⁴ En faisant l'hypothèse d'un contexte environnemental, favorable en 2007 à l'émergence de l'épizootie à Herpes OsHV-1, en 2008.

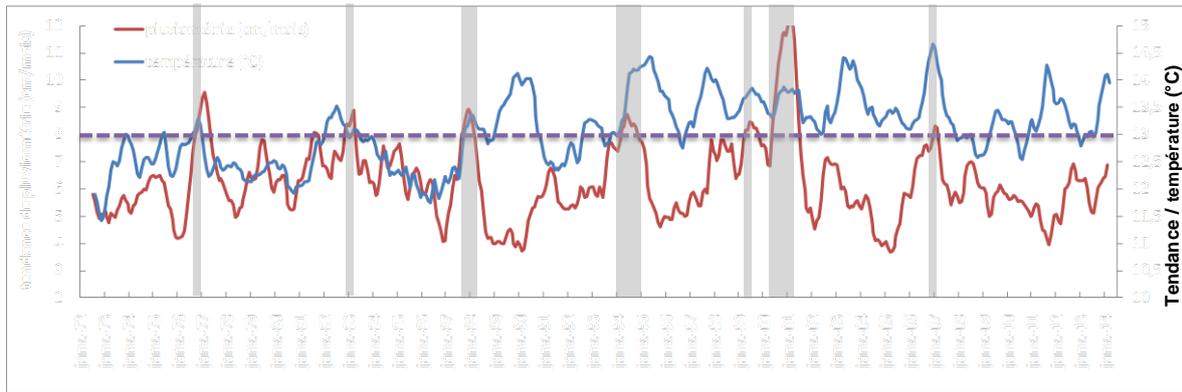


Figure 15. Tendence de température et de pluviométrie en relation avec les crises majeures de mortalité entre janvier 1972 et février 2013 (Soletchnik, 2002a). Les tendances sont calculées par la méthode Sensus II (logiciel Statgraphics V). La ligne pointillée représente le seuil théorique des tendances de 8cm/mois pour la pluviométrie et de 13°C pour la température de l'air (d'après les données Météo-France (Bout Blanc – La Rochelle). Les histogrammes grisés sont bien des périodes de fortes mortalités d'huîtres dans les PC.

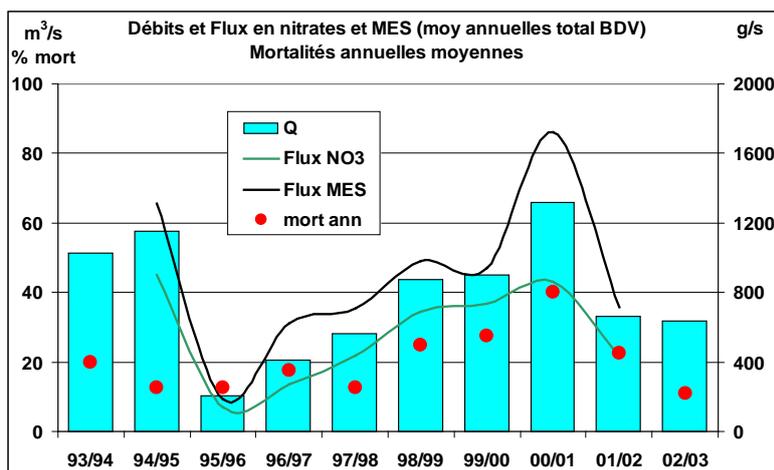


Figure 16. Débits annuels moyens, flux annuels moyens en nitrates et MES ; mortalités annuelles moyennes (Misko, 2004).

En 2007, une étude a été réalisée à partir des données de mortalités d'huîtres dans les Pertuis Charentais (1993-2005) (Observatoire Ifremer Remora) et des données hydrobiologiques (réseau Rephy), à l'échelle de la façade atlantique (Soletchnik et al., 2007). Cette étude a montré que la mortalité des huîtres adultes (2 ans et plus) était corrélée négativement à la fois à la ressource alimentaire (estimée par la Chlorophylle *a*) et à la salinité (meilleure survie des adultes au cours du printemps, avec moins d'apports en eau douce et plus de ressource alimentaire). Pouvreau (com. Pers ; 2013) a montré que les années de fortes mortalités survenues en 2007 et 2008, (tout comme 1994 et 1995) étaient dominées en hiver par un régime climatique NAO+ caractérisant un temps plus doux, plus humide et plus venteux que la normale (Cassou, 2004). Ces travaux confirment donc l'influence significative des régimes hydro-climatiques sur les mortalités de l'huître creuse à l'échelle régionale et nationale mise en évidence dans de précédentes études (Soletchnik et al., 2007, Ropert et al. 2008 et Samain & Mc Combie, 2008).

B. Influence des apports sur la mortalité de la moule bleue *Mytilus edulis* dans les Pertuis Charentais

Dans le Pertuis Breton, la mise en cause de l'influence négative des apports terrigènes sur la production de moules est connue depuis les années 70. En effet, Dardignac et Feuillet (1974) ont mis en évidence des différences dans les performances de croissance entre les sites de bouchots situés au Nord de la Sèvre Niortaise (cas des Roulières) et ceux plus au sud (Aiguillon ou Marsilly). Dardignac et al. (1990) ont aussi constaté des mortalités importantes de moules seulement les années de forte pluviométrie. Les herbicides mesurés dans le bassin versant du chenal d'Eslandes, au débouché du canal du Curé ont été fortement suspectés. Toutefois, aucune relation de cause à effet n'a pu être démontrée entre la présence de ces herbicides et leurs effets sur les moules.

Un autre exemple concerne l'hiver 2014 durant lequel les mytiliculteurs des Pertuis Charentais ont été touchés par la plus grave crise de mortalité depuis la crise à *Mytilicola intestinalis* (copépode parasite) des années 50. Une mortalité anormale de moules a décimé en mars-avril près de 95 % des élevages situés au nord-ouest du Pertuis Breton. La mortalité s'est développée à partir d'un secteur situé au niveau de la fosse de Loix (cote Est de l'île de Ré), pour atteindre, fin mai, des niveaux de mortalité contrastés selon les secteurs d'élevage mytilicole (Figure 19). Les constats de mortalités, réalisés par les DDTM de Vendée et de Charente maritime en avril 2014 sont confirmés par le réseau institutionnel de l'Ifremer (MYTILOBS) (Robert, com. pers.). Ils montrent une spatialisation de l'intensité des mortalités, avec un secteur Nord-Ouest du Pertuis Breton, très impacté (~ 95 % de mortalité) et un secteur Est du Pertuis Breton (Marsilly), moins impacté (~35 %) (Figure 19). Dans le Pertuis d'Antioche, la surmortalité est survenue plus tardivement au cours du mois de mai. La surmortalité de moules est d'environ 30-35 % dans les zones les plus à l'Est du BMO. Elle est inférieure à 20 % dans le secteur de Boyard, près de la côte Oléronaise.

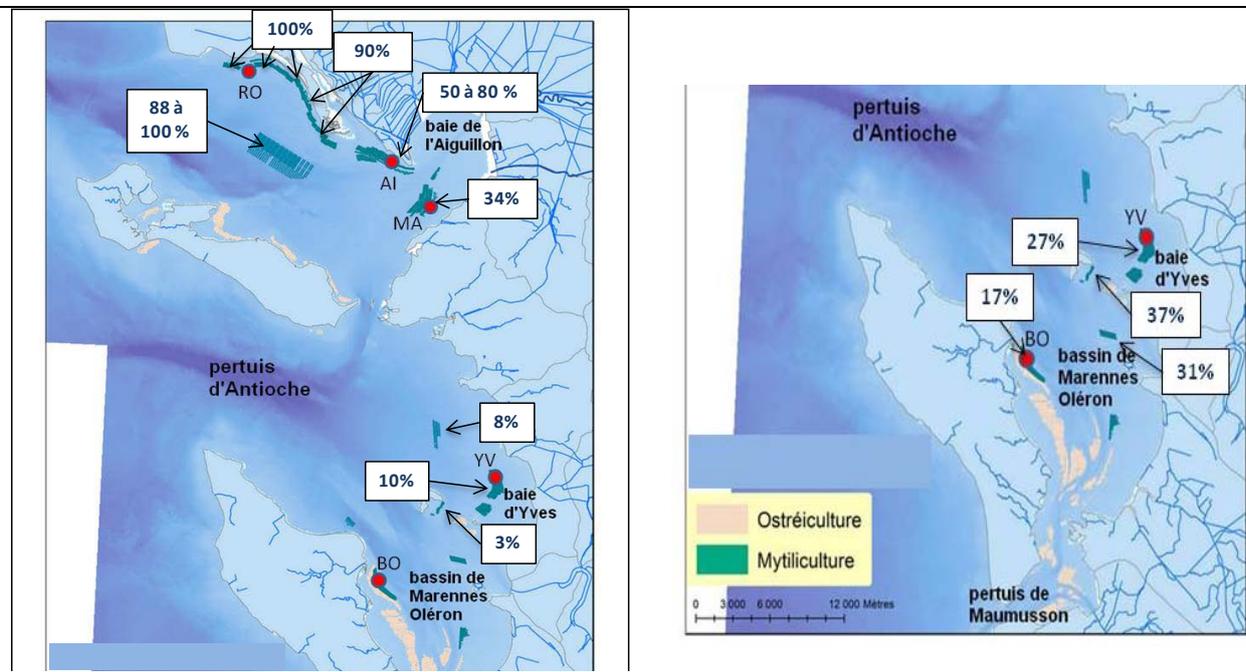


Figure 17. Constats de mortalités de moules réalisés par les DDTMs de Sud Vendée et de Charente Maritime fin avril 2014 (gauche) et progression de la mortalité en mai dans le Pertuis d'Antioche et en BMO (droite).

L'analyse environnementale de l'hiver 2014 réalisée par le LERPC s'est basée sur les mesures *in situ* issues des différents réseaux institutionnels (REPHY, MYTILOBS) et régionaux (SAPERCHAIS) de l'Ifremer ainsi que sur les données estimées à partir des analyses d'imagerie satellitaire. Dans le pertuis Breton, premier secteur touché par la mortalité de moules, la salinité a varié de 29 à 16 sur le site très « océanique » des filières (Figure 20).

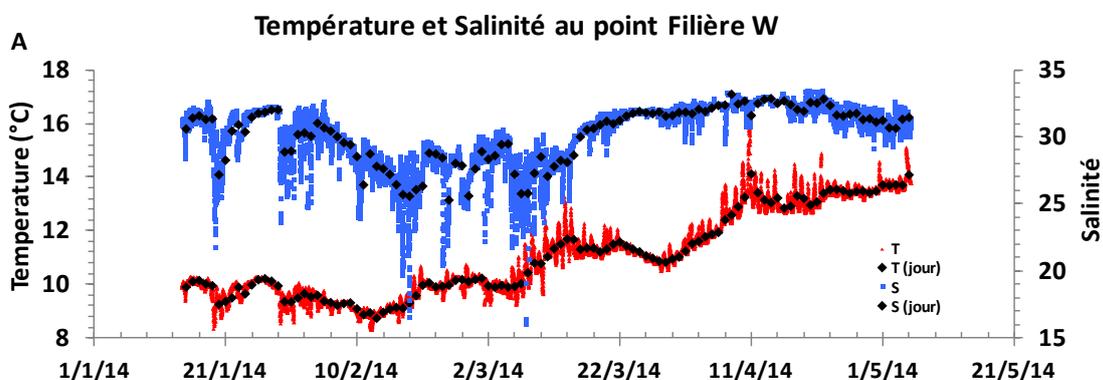


Figure 18. Température (°C) et salinité (sonde YSI) mesurées au point Filière W dans le Pertuis Breton du 01 janvier au 05 mai 2014 (données haute-fréquence 15 minutes, SAPERCHAIS).

De telles valeurs basses de salinité n'avaient jamais été observées depuis 2009 sur ce site (Figure 21).

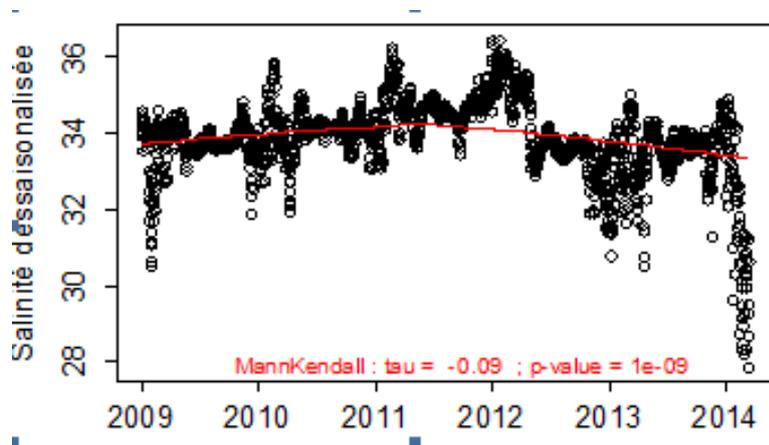


Figure 19. Tendance de la série salinité désaisonnalisée au point Filière W dans le Pertuis Breton entre 2009 et 2014

La dessalure de l'hiver 2014 dans les Pertuis se classe parmi les cinq plus fortes dessalures enregistrées depuis 24 ans (1994, 1995, 2001, 2007, 2014). Les données « haute fréquence » en place depuis 2009 sur le site des filières, indiquent entre mi-février et mi-mars des salinités à 19, indiquant des pics de dessalure exceptionnels en un tel site, conséquence des apports d'eau douce dans les pertuis par les fleuves (Lay, Sèvre niortaise, Charente et Gironde) (Figure 21).

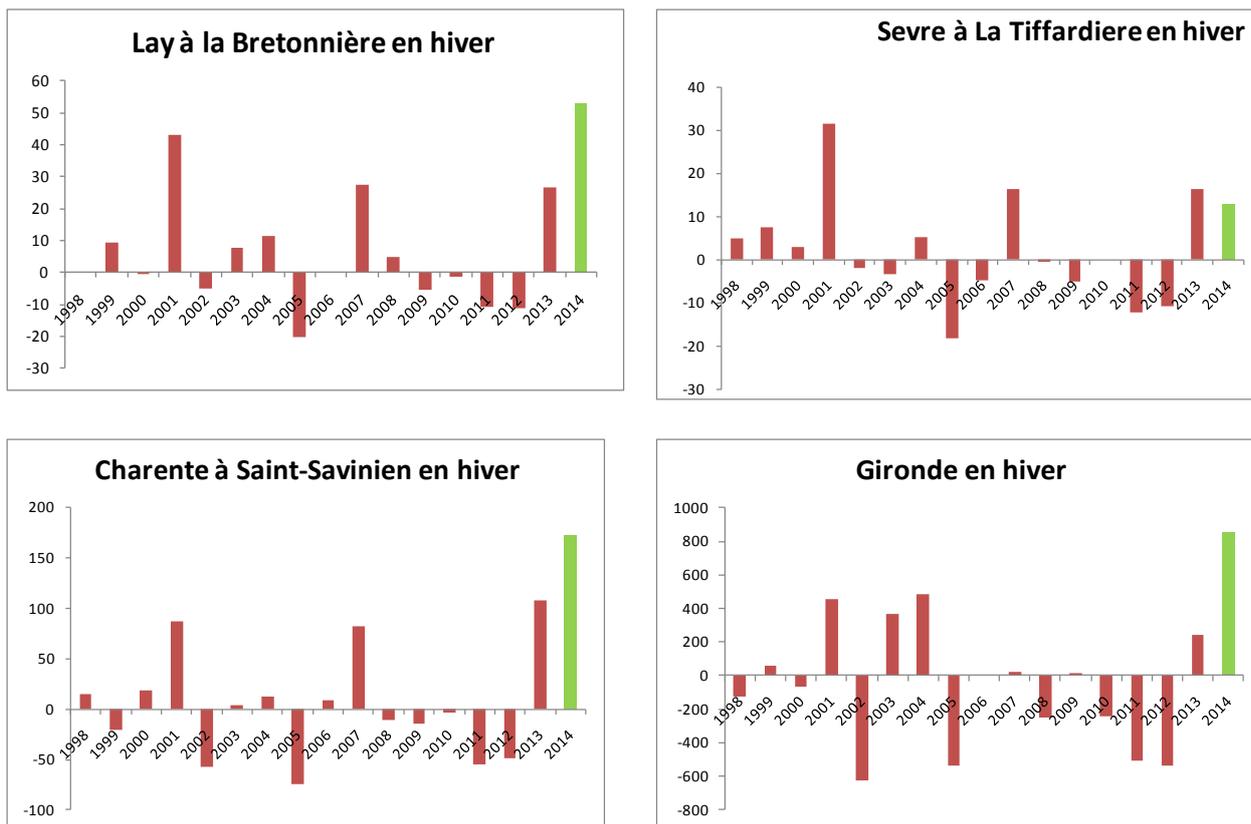


Figure 20. Écart à la médiane interannuelle des débits moyens hivernaux (m^3/s) des fleuves internes et externes aux Pertuis Charentais entre l'hiver 1998 et l'hiver 2014 (en m^3/s) (données Hydro France).

Les conditions de turbidité, à l'échelle de la façade atlantique, en lien avec les conditions hydro climatiques (tempêtes, coups de vent à répétition, très fortes houles) ont bien été exceptionnelles en hiver 2014. L'écart à la médiane mensuelle (sur 30 ans de données) a été estimé à environ 10 mg/L au mois de février, perdurant encore au mois de mars (Figure 22). Par ailleurs, l'analyse de la base hydrologique des Pertuis Charentais (REPHY) a montré qu'en hiver 2014, la température de l'eau de mer était supérieure de 1 à 2 °C par rapport à la médiane interannuelle (de 1991 à 2014), comme ce fut le cas en 1994, 1995, 2001 et 2007.

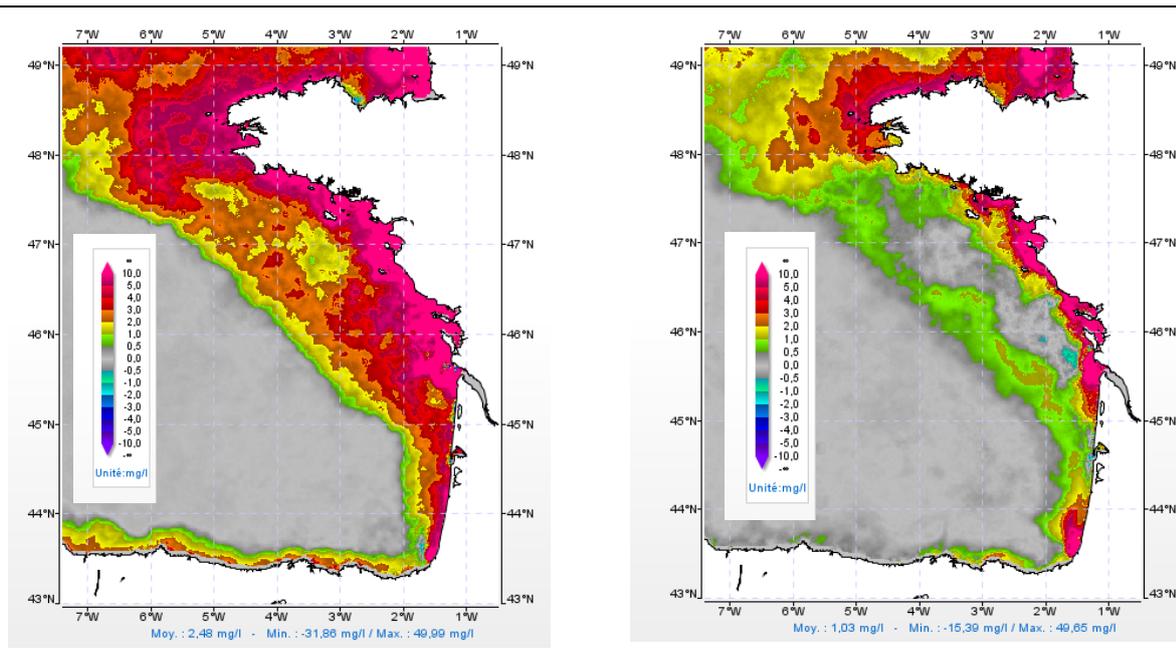


Figure 22. Anomalies mensuelles de turbidité (MES, mg/L) en février (gauche) et mars (droite) 2014 (Comparaison depuis 1986 ; d'après données Ifremer/DYNECO/PELAGOS)

Les recherches en pathologie (associées aux saisines REPAMO) montrent que des bactéries du vaste groupe *Vibrio Splendidus* sont également mises en cause. La mortalité est dans la plupart des cas, résultante d'interactions complexes entre l'hôte (la moule), l'environnement, et un organisme pathogène (groupe des vibrios).

Depuis l'importation de l'huître creuse en France dans les années 70, les périodes de surmortalités ont souvent été associées à de fortes pluviométries (tendance > 76 mm/mois) et des températures hivernales élevées (tendance > 13°C). Dans le cadre du programme Morest, la relation entre apports et la mortalité d'huîtres adultes a bien été mise en évidence dans la Baie des Veys. C'est également au cours de l'hiver 2014, le plus doux et pluvieux (avec 2001 et 2007) depuis 24 ans, qu'un épisode exceptionnel de mortalité de moules survint dans le pertuis Breton. Les apports marins ont également été exceptionnels en hiver 2014 (très fortes houles et tempêtes). Toutefois, ces caractéristiques d'apports (et de température), non spécifiques au Pertuis Breton, n'ont pas permis seules d'expliquer les surmortalités de moules en hiver 2014.

III.2. INFLUENCE DES APPORTS SUR LA CROISSANCE DE L'HUITRE

La faible croissance des huîtres durant les années 2004, 2005 et 2006, enregistrée par le CREA¹⁵ au niveau de son Observatoire Régional (Poitou-Charentes), pourrait être liée en partie à la faiblesse des apports en eau douce durant la période hiver-printemps des années 2002 à 2005 (Figure 23, d'après Mille et Le Moine, 2011). L'impact sur le cycle d'élevage semble ici accentué par la répétition du phénomène sur quatre années consécutives. Le déficit atteint 25 % de croissance et a eu comme

¹⁵ Centre Régionale d'Expérimentations et d'Applications Aquacoles (Charente maritime)

conséquence, un allongement du cycle de croissance d'une année supplémentaire, pour les huîtres, dans le BMO¹⁶.

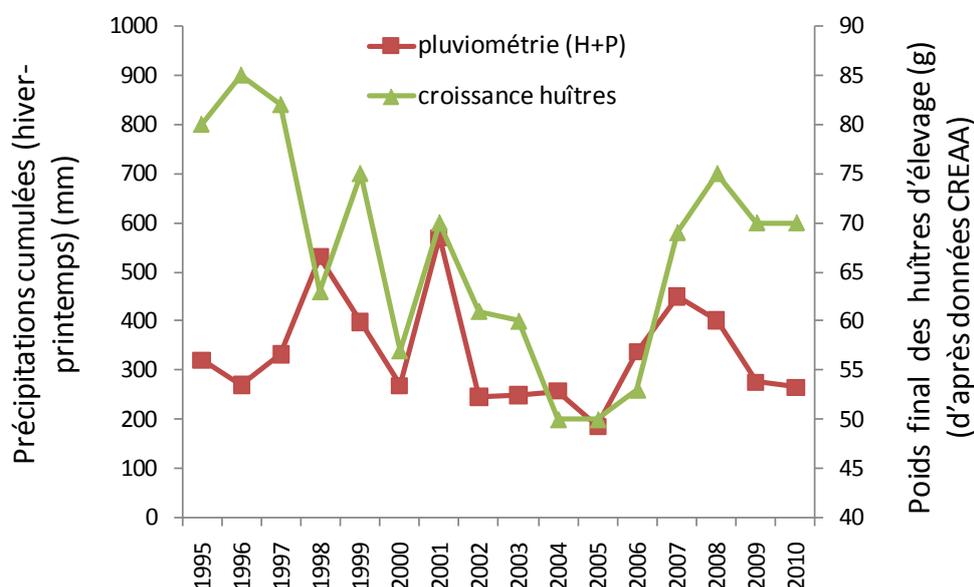


Figure 21. Performances de croissances des huîtres en élevage (d'après données CREA ; Mille et Le Moine 2011). Relation avec le cumul des précipitations régionales durant l'hiver et le printemps (données Météo France La Rochelle).

L'observatoire régional sur les productions ostréicoles selon les pratiques professionnelles (du CREA) rapproche les faibles rendements des années 2004, 2005 et 2006 avec les faibles précipitations hivernales et printanières de 4 années précédentes (2002-2005).

III.3. INFLUENCE DES APPORTS SUR LA REPRODUCTION DE L'HUITRE

Dans les Pertuis Charentais, l'essentiel du captage de la moule a lieu dans le pertuis Breton, et celui de l'huître dans le bassin de Marennes Oléron. Une des phases les plus critiques de la reproduction de l'huître demeure la phase larvaire, soumise aux forçages hydro-climatiques de l'année qui induisent une variabilité de captage (Bernard, 2012). L'effet de la salinité sur les larves de *Crassostrea gigas* a été étudié par de nombreux auteurs. Il semble que la salinité optimale pour la survie larvaire se situe autour de 25-26 (Jones and Jones, 1988 ; Henderson, 1982 ; His et al., 1989 ; Bochenek et al., 2001). Néanmoins la larve est tolérante à une gamme plus large de salinité comprise entre 20 et 35. Les huîtres sauvages peuvent même être captées dans l'estuaire interne de la Charente à des salinités moyennes de 12 (Sauriau, com. pers.). Au contraire l'huître creuse est également élevée dans les lagunes et étangs méditerranéens à des salinités de 38-40, et peut également s'y reproduire si les conditions trophiques y sont favorables. Toutefois, depuis les années 2000, les éclosiers produisent des naissains triploïdes dans des conditions d'eau de mer ou d'eau de forage à salinité élevée. Dans les

¹⁶ Il est à noter toutefois, que la qualité de la relation « croissance-apports en eau douce » est amoindrie par les années 1995-1997 pour lesquelles la croissance est excellente malgré de faibles apports en eau douce.

pertuis, en été et à l'exception exclusive des zones d'estuaire (Seudre et Sèvre), la salinité est comprise entre 33 et 35,5 (moyenne depuis 13 ans) (Figure 24).

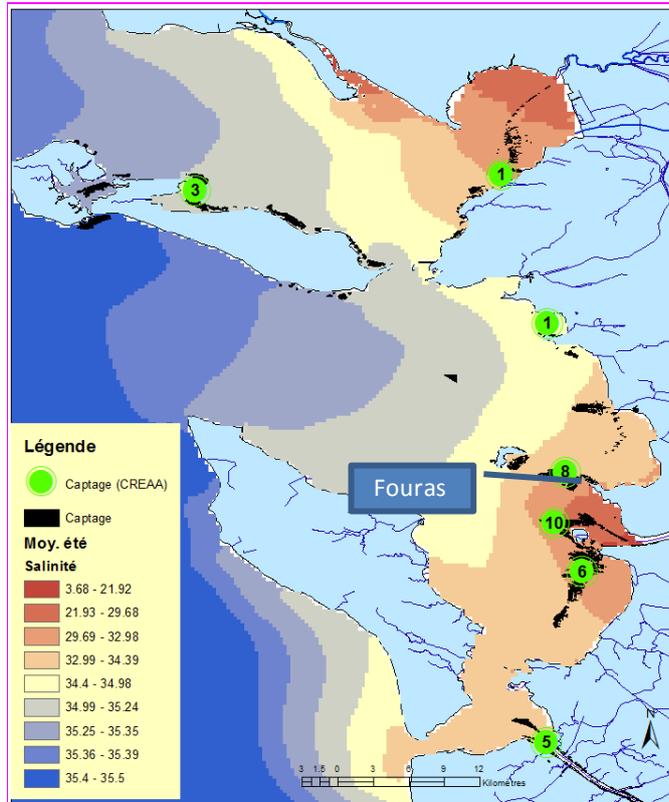


Figure 22. Contribution des fleuves côtiers à la dessalure des pertuis charentais durant la période estivale (juin, juillet, août). Simulation, en conditions réalistes (de marées, débits des fleuves internes aux marées et météo) entre 1999 et 2011. Les valeurs (cercles verts) représentent une échelle relative croissante des performances de captage de l'huître creuse (1 à 10) dans les Pertuis Charentais (d'après les données de captage sur coupelles entre 2006 et 2009 ; le CREAA¹⁷ dans Bernard, 2012).

La réussite du captage semble donc variable en fonction des années (Bernard, 2012). A l'encontre de cette relation, la survie larvaire des cohortes de larves (1986-2010) est sensiblement croissante avec la salinité dans le BMO (Figure 25). A l'inverse, à Arcachon, la survie aurait plutôt tendance à s'accroître avec les dessalures. Ces relations, différentes selon les bassins, évoquent plutôt un effet indirect de la salinité (Bernard, 2012) qui n'apparaît pas comme un facteur d'influence sur la survie des cohortes de larves de *C. gigas* (Auby et Maurer, 2004). Par ailleurs, dans le BMO et le bassin d'Arcachon, l'été caniculaire de 2003 fût une excellente année de captage, alors que la salinité est proche de la médiane saisonnière. D'autres mauvais captages, en 2005 dans le BMO, ou 1998 et 2002 dans le bassin d'Arcachon, seraient dus aux faibles ressources alimentaires en lien avec de très basses températures en été (18°C) (Le Moine, 2006).

¹⁷ Centre Régionale d'Expérimentations et d'Applications Aquacoles (Charente maritime)

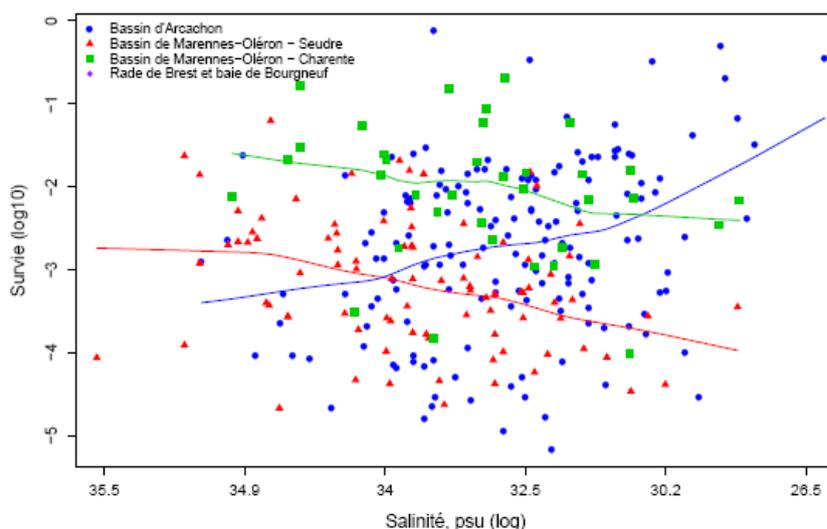


Figure 23. Relations obtenues entre la survie larvaire et la salinité dans plusieurs bassins ostréicoles français (d'après Bernard, 2012).

La ponte d'huître dans l'étang de Thau, au cours de l'été 2010, concomitante avec une malaigue¹⁸, a donné lieu à un captage pléthorique dans des gammes de salinité de 38-40 et de températures supérieures à 25 °C¹⁹ (Lagarde, com. pers). Ce résultat démontre la capacité d'adaptation de cette espèce aux conditions environnementales quand l'apport trophique est abondant. Dans de telles conditions de températures, la phase larvaire dure seulement quelques jours (Pouvreau, 2013), ce qui augmente considérablement les chances de survie larvaire.

Il n'existe pas de corrélation précise entre la salinité et le captage des huîtres, et les résultats sont souvent contradictoires. Bernard (Bernard, 2012) a montré que la salinité n'était pas une variable déterminante du recrutement. Les connaissances acquises sur la reproduction des huîtres montrent que la salinité est un facteur secondaire à son succès. Les pratiques culturales d'écloserie montrent également que les élevages larvaires se réalisent très bien en eau de mer. Des salinités très élevées (38-40) peuvent même donner lieu à un excellent captage si la ressource trophique est abondante (exemple de Thau).

III.4. INFLUENCE DES APPORTS SUR LA PRODUCTION DE MOULES

A. A l'échelle de la façade atlantique

En 2012, les professionnels constatent une chute de production de moules entre les périodes 2007-2008 et 2010-2011. L'état mandate alors l'Ifremer pour établir un diagnostic à l'échelle de la façade Manche-Atlantique²⁰ (Rodriguez, 2013). L'étude des rendements par pieu conduit Rodriguez (2013) à constater un écart de rendement de l'ordre de 17-31 % entre ces deux périodes (Figure 26). En fait, si

¹⁸ L'étang de Thau est, certaines années, le siège de crises dystrophiques appelées « malaïgues ». Ce phénomène est caractérisé par une anoxie pouvant intéresser toute la tranche d'eau durant l'été. Cette absence d'oxygène entraîne une mortalité plus ou moins importante des coquillages en élevage.

¹⁹ La durée de l'élevage larvaire de *C. gigas*, de 20 jours à 19°C, passe à 6 jours à 27°C (Pouvreau, 2013). La température peut atteindre 30°C dans l'étang en été (Lagarde, com. pers.).

²⁰ Les régions de plus forte production mytilicole en France sont la Basse Normandie, la Bretagne Sud et le Poitou-Charentes. Environ 70.000 tonnes sont produites sur le territoire et 30.000 tonnes sont importées pour compléter la demande nationale.

les rendements en 2010-2011, sont bien inférieurs de 8-15 % (par rapport à une moyenne sur 8 ans), ceux de 2007-2008 sont quand à eux supérieurs de 9-16 %.

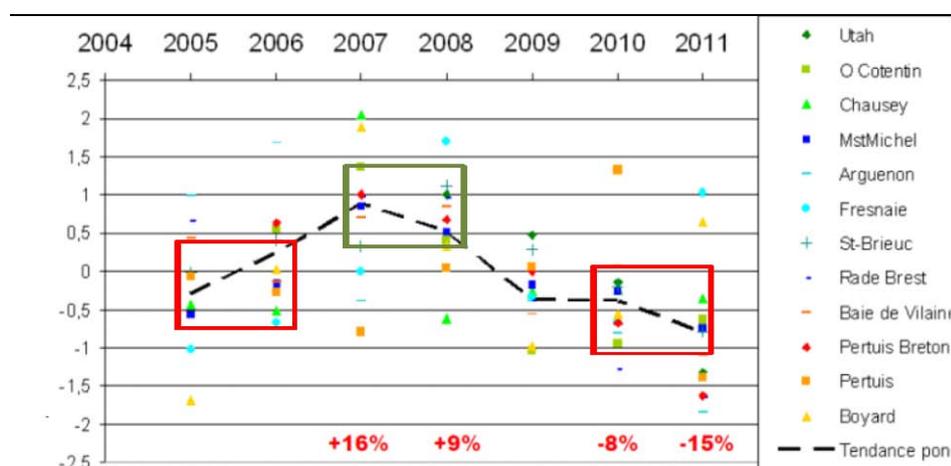


Figure 24. Comparaison relative des rendements de moules par pieu de bouchots dans les principales régions de production (d'après Rodriguez, 2013).

Une mise en relation de ces années de plus faibles rendements avec les conditions de précipitations annuelles pour les régions concernées, montre que 2005 et 2006, comme les années 2010-2011, sont des années à déficit en eau douce (Figure 27) traduisant des apports terrigènes plus faibles durant la période automnale et hivernale. Une relation globale positive et significative entre la production par pieu et les précipitations annuelles a été trouvée (Figure 28), et confirmée à l'échelle de l'année (Figure 29).

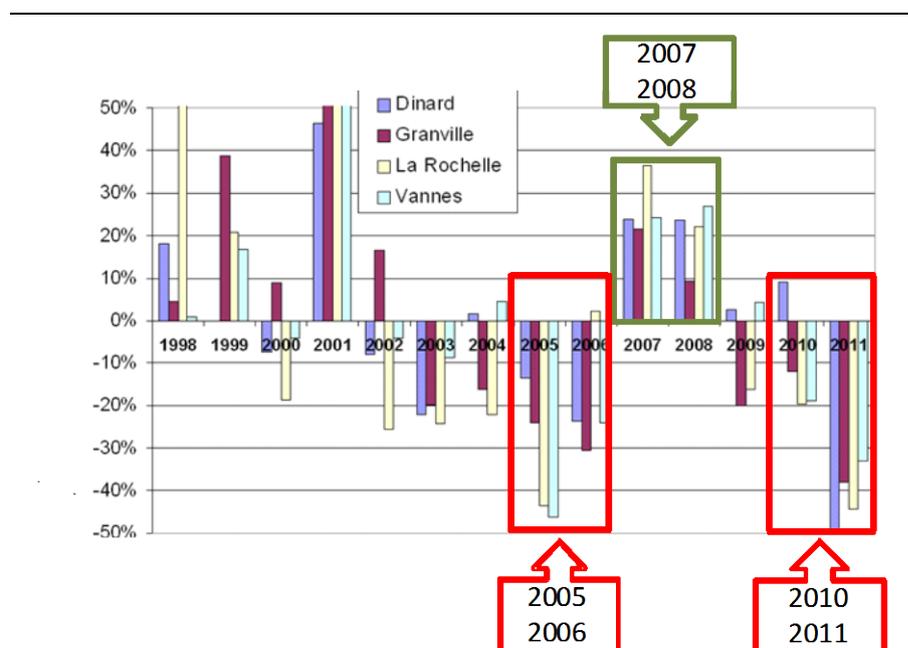


Figure 25. Variation des précipitations entre 1997 et 2011 (% par rapport à la moyenne) sur la Basse Normandie (Granville), la Bretagne Nord (Dinard), Sud (Vannes) et le Poitou-Charentes (La Rochelle) (d'après données Météo-France).

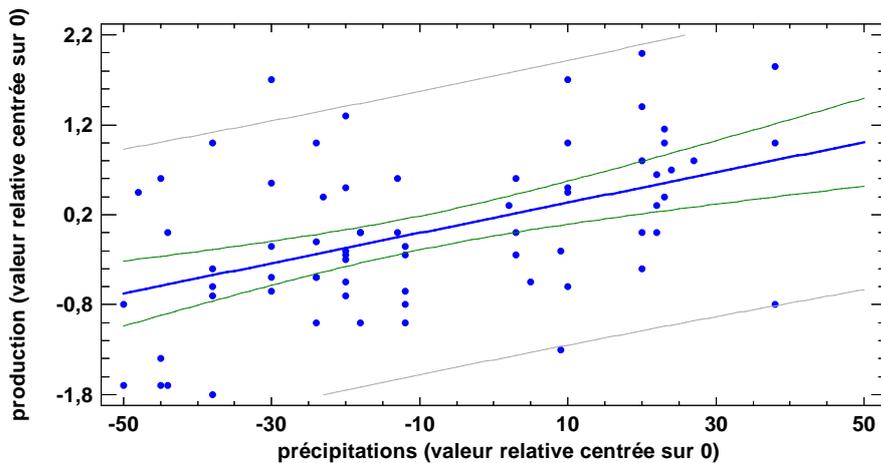


Figure 26. Relation positive et significative ($p < 0,001$) entre la production de moules sur pieux de bouchots et les précipitations sur les principales régions mytilicoles françaises (d'après Rodriguez, 2013 ; $y = 0,1666 + 0,0168 x$ et $R^2 = 0,22$).

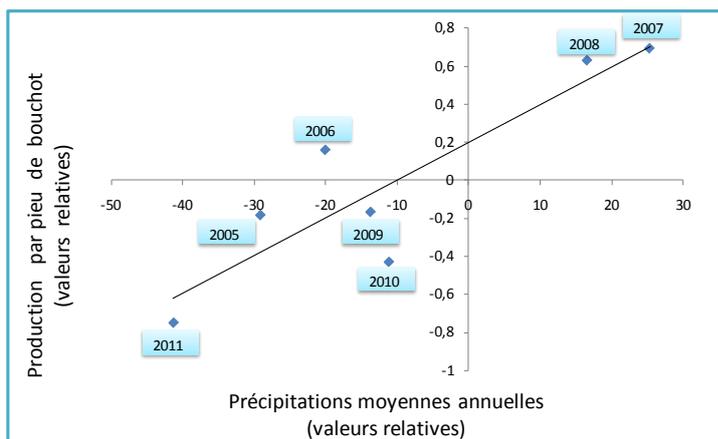


Figure 27. Relation entre la production moyenne par pieu de bouchot et la moyenne des précipitations annuelles entre 2005 et 2011 (principales régions productrices de moules en France ; $y = 0,0163 x$ et $R^2 = 0,6483$ – d'après données Rodriguez, 2012).

La corrélation calculée entre les années de faible productivité en moules et les faibles apports en eau douce (et nutriments associés) (Figure 30) a été confirmée par l'analyse hydrologique (REPHY). Celle-ci montre que les années 2005, 2006 et 2010, 2011 sont également des années déficitaires en Chlorophylle a printanière (Figure 30).

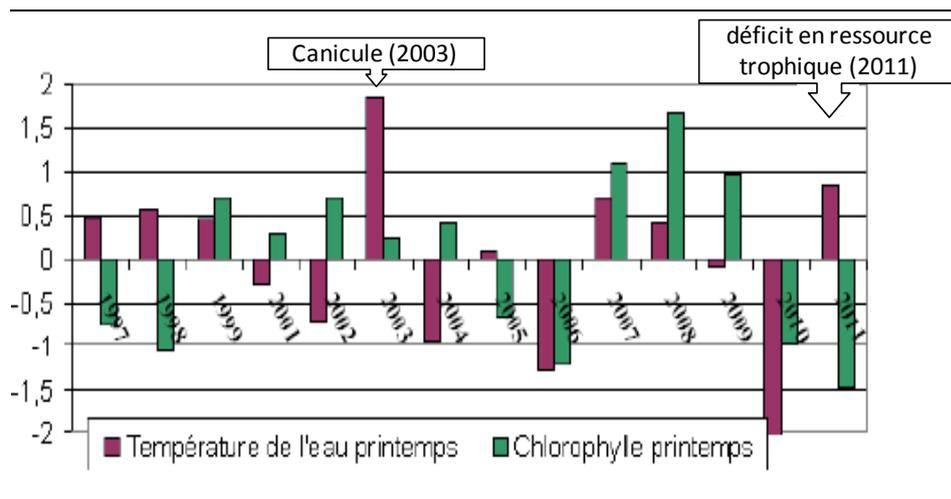


Figure 28. Comparaison de la température et de la ressource trophique au cours du printemps, de 1997 à 2011 (Bretagne, Pays de Loire et Poitou-Charentes). Ecarts positifs ou négatifs, par rapport à la médiane printanière, de ces deux paramètres dans les Pertuis Charentais entre 1997 et 2011 (base REPHY).

Une baisse de rendement de la production mytilicole en 2010 et 2011 a été mise en évidence par Rodriguez à l'échelle nationale (Rodriguez, 2013). La baisse de rendement, de 17 % à 31% de rendement entre 2007-2008 d'une part et 2010-2011 d'autre part a pu être expliquée par le contraste entre ces deux périodes ; la première, riche en apport d'eau douce et en chlorophylle printanière, et l'autre pauvre en apports, comme le fut également la période 2005-2006. Cette relation entre apports et productivité a déjà été mise en évidence pour le modèle huître (voir § ci-dessus).

B. Dans les Pertuis Charentais

Un réseau de suivi "biologique" de la moule (REMOULA) a été mis en place par l'Ifremer en 2000, à la demande des professionnels (Robert et al., 1999, 2001). L'objectif principal du réseau était de suivre la croissance, la reproduction et la survie de la moule bleue *Mytilus edulis* sur un ensemble de sites d'élevages traditionnels sur bouchots et d'élevage plus contemporains sur filières. Dans le cadre du CPER (2007 - 2012) une analyse de données a été conduite afin d'étudier les relations entre la croissance et la qualité des moules (2000 - 2011). L'étude a porté sur les cinq sites de bouchots des Pertuis Charentais (Roulières, Aiguillon, Marsilly, Yves et Boyard (Figure 3) et les conditions environnementales associées générales et spécifiques à chacun des sites étudiés (Soletchnik et al., 2013). Les sites ont la particularité de présenter des caractéristiques environnementales différentes : « euryhalin » pour l'Aiguillon, Marsilly et Yves (salinité de 26 - 35,5) ; « océanique », pour les Roulières (salinité de 33-35,5), et « intermédiaire » pour les bouchots de Boyard (salinité de 32 - 35,5). Des différences significatives de croissance en longueur selon les sites de bouchots, ont été observées uniquement en hiver ($p = 0,020$) et en été ($p = 0,015$) (Figure 31). En hiver, le site des Roulières, le moins soumis aux apports de fleuves internes aux pertuis, est celui qui a montré les meilleures performances de croissance en coquille. Ce résultat pourrait être lié à la précocité des blooms hivernaux de la diatomée *Skeletonema costatum* dans le Pertuis Breton, par rapport aux autres parties des pertuis. Dans le cadre de cette étude, les très bonnes années de croissance en longueur observées en 2005, 2007 et 2010, correspondaient également aux trois meilleures années de blooms à *Skeletonema costatum*. Un autre résultat important de l'étude a été de montrer que les débits de Gironde sont aussi forts au printemps

qu'en hiver. Cette spécificité a pu permettre d'expliquer le décalage de croissance, plus favorable en été sur Boyard que sur les 4 autres sites de bouchots. En effet, sur ce site, les premiers blooms phytoplanctoniques sont bien décalés de deux mois par rapport au Pertuis Breton. L'influence du panache de Gironde y favorise le développement de micro-algues durant l'été (dinoflagellées en juillet et diatomées en août).

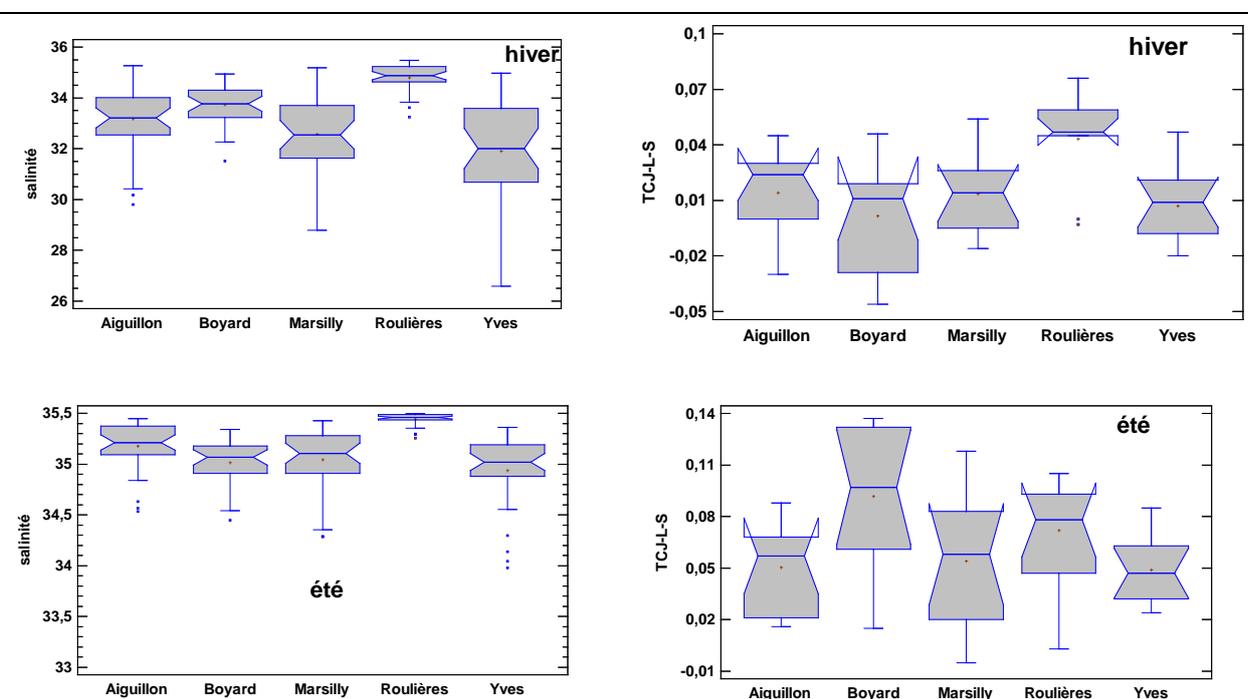


Figure 29. Comparaison des conditions de salinité (figures de gauche- résultats de simulation en conditions réalistes de débits, vents et marées) et des Taux de Croissance Journaliers en Longueur (TCJL) (figures de droite) sur les cinq sites de bouchots en hiver (figures du haut) et en été (figures du bas).

Les analyses multivariées réalisées à partir des onze années de données de croissance, croisées avec les données environnementales (Soletchnik et al., 2013) ont conduit également à émettre l'hypothèse d'une corrélation négative entre les apports des fleuves dans les Pertuis Charentais et la croissance en coquille des moules. Par ailleurs, les moules en élevage au cours de l'année 2005 (la plus sèche parmi les onze années étudiées - réseau REMOULA) ont montré de très bonnes performances de croissance.

L'étude des données de croissance du réseau REMOULA (réseau expérimental de production de moules dans les PC : 2000-2010 – REMOULA), montre qu'en hiver, le site le plus océanique et donc le moins soumis aux apports présente les meilleures performances de croissance en coquille. Au mois de mars (fin de l'hiver), les premiers blooms de la diatomée *Skeletonema costatum* ont lieu dans le Pertuis Breton et seulement deux mois plus tard dans le Pertuis d'Antioche (en particulier sur le site de bouchots de Boyard). La précocité des blooms à l'entrée du pertuis Breton, et leurs développements beaucoup plus tardifs sur le site de Boyard, semblent bien liés (en partie) à la spécificité des apports de la Loire d'une part, et de la Gironde d'autre part.

III.5. ANOMALIES CHROMOSOMIQUES DES HUITRES SAUVAGES DANS LES PERTUIS CHARENTAIS

Lors de la surveillance²¹ de la ploïdie des huîtres dans les bassins d'Arcachon et de Marennes – Oléron (réseau « Biovigilance », Benabdemouna et al., 2005), les analyses effectuées sur le génome des huîtres ont régulièrement montré des naissains affectés de divers taux d'anomalies génomiques (cassures d'ADN et diminution de taille du génome rapport au niveau diploïde²²). En 2011, Benabdelmouna et Hemissi ont étudié les anomalies chromosomiques de stocks d'huîtres sauvages prélevés sur une 20^{aine} de sites des Pertuis Charentais²³. Un prélèvement d'une cinquantaine d'huîtres a été réalisé sur les principaux bancs d'huîtres sauvages dans les Pertuis Charentais (Soletchnik et al. 2012). Les sites sont classés selon l'importance de ces anomalies chromosomiques détectées (Figure 32). Ainsi, le site le plus impacté est le site de l'Île Madame (près de 25 % de la population d'huître). C'est en particulier le site échantillonné qui a subi le plus d'impact chronique de la Charente (Figure 13, Figure 16). D'autres sites impactés entre 10 et 15 % ont été retrouvés autour de l'île de Ré, au sud de la Rochelle ou encore à l'embouchure du Pertuis de Maumusson et en Seudre.

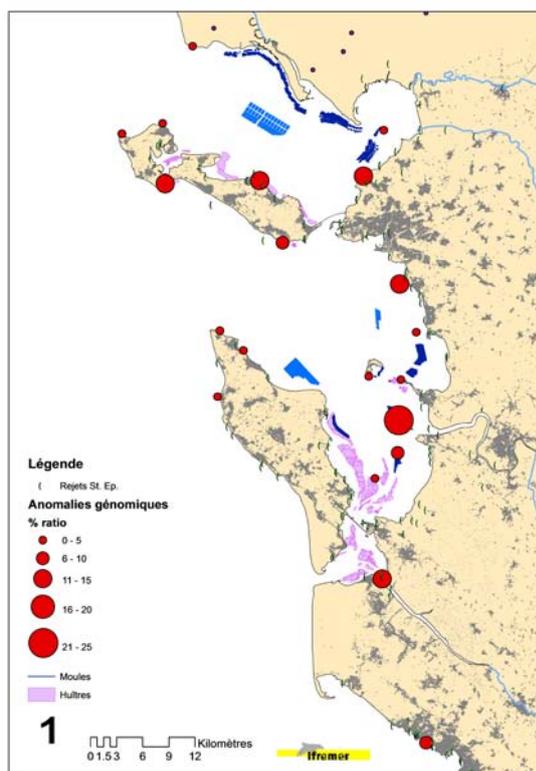


Figure 30. Représentation de la génotoxicité des huîtres sauvages (2 ans ou plus) dans les Pertuis Charentais en 2010, par cytométrie de flux des prélèvements branchiaux. Le taux d'anomalie déterminé correspond au pourcentage d'individus ayant une quantité d'ADN inférieure à la quantité type d'une huître diploïde normale. (d'après Benabdelmouna et Hemissi, 2011).

Les anomalies génomiques devraient susciter un intérêt particulier quant à leurs causes, et relations avec la qualité de l'environnement littoral (Benabdelmouna, 2012). On sait par ailleurs que les

²¹ La mise en place du réseau « biovigilance », « résulte des recommandations formulées dans le cadre de l'expertise indépendante demandée par le Comité Scientifique du Ministère de l'Agriculture et de la Pêche concernant « l'effet d'un flux éventuel d'huîtres tétraploïdes dans les zones conchylicoles ». Mis en place en 2005, ce réseau poursuit sa mission de surveillance de la ploïdie mise en place par l'Ifremer dès 2001 (Benabdelmouna et al., 2012).

²² Aneuploïdie de type « hypo diploïdie »

²³ Action CARTAMO (DDPC / CPER)

molécules toxiques peuvent affecter la reproduction (reprotoxicité), l'immunité (immunotoxicité) ou altérer les chromosomes (génotoxicité) des huîtres.

L'étude sur l'aneuploïdie des stocks sauvages montre que parmi 19 sites échantillonnés, le secteur de Fouras est celui qui présente le plus fort taux d'aneuploïdie (*Benabdelmouna et Hemissi, 2011*). Comme l'aneuploïdie se transmettrait à la descendance par des parents ayant subi l'effet de pesticides (Barranger et al., 2014) et comme par ailleurs, les études de connectivité montrent que ce sont essentiellement les huîtres du sud du BMO qui captent sur Fouras (Bernard, 2012), on peut penser que les huîtres du BMO seraient bien contaminées par des apports anthropiques.

IV. DISCUSSION ET CONCLUSION

A. Relation entre les traits biologiques (mortalité, croissance, reproduction) des espèces en élevage dans les Pertuis et les apports terrigènes des bassins versants

Mortalité : A l'échelle nationale, le lien entre les apports en eau douce et les mortalités d'huîtres a été mis en évidence dès 2002 (Soletchnik, 2002a). Par la suite, d'autres études ont confirmé cette relation, souvent négative, entre les apports (précipitation, eau douce) et les mortalités des huîtres comme par exemple en baie des Veys où les apports des fleuves de la baie sont fortement suspectés (Misko, 2004 ; Ropert et al. 2008), et également à l'échelle de la façade atlantique (Soletchnik et al 2007). Deux notes produites en 2008 relient cette mortalité à un régime climatique hivernal spécifique : le NAO+, caractérisant des années où l'hiver est plutôt doux et pluvieux (Pouvreau, com. pers, Pouvreau, 2013). Ce lien entre la mortalité des adultes et l'hydro-climat (en particulier les précipitations) semble agir à la fois de manière « directe » mais aussi « indirecte » sur les traits biologiques des mollusques en élevage. D'une façon « directe », le régime climatique hivernal de type NAO⁺ peut induire une dépense énergétique plus élevée que normale, et contribuer à fragiliser l'huître si la ressource trophique est faible. De façon « indirecte », certains apports²⁴ anthropiques des bassins versants vers les écosystèmes conchylicoles des Pertuis Charentais peuvent impacter négativement l'animal ou son environnement immédiat, agissant ainsi sur les traits de croissance ou de survie des mollusques en élevage (voir paragraphe suivant sur le « risque toxique »).

Croissance : Dans le bassin de Marennes-Oléron, rien ne permet aujourd'hui d'expliquer la corrélation négative obtenue entre la croissance des moules et l'eau douce (Soletchnik et al., 2013), en particulier au printemps lorsque la croissance en coquille est élevée et que l'alimentation à base de phytoplancton a une forte valeur énergétique (Barillé, 1993). Déjà à la fin des années 80, de faibles croissances des moules, dans le Pertuis Breton, avaient conduit à suspecter la qualité des apports de la Sèvre Niortaise (Dardignac et Bodoy, 1990). Ces auteurs n'ont pas mis en cause la quantité d'eau douce mais les apports en particules et/ou en substances dissoutes qui en déterminent sa « qualité ». A l'échelle de la façade atlantique, il n'existe pas non plus de lien entre la typologie saline des sites mytilicoles et leurs rendements (Rodriguez, 2013). Néanmoins, en terme de variabilité interannuelle, Rodriguez (2013) a bien montré combien les apports des fleuves (hiver et printemps) étaient déterminant pour l'amendement littoral et la croissance des moules. Ainsi, les années 2007 et 2008, caractérisées par de fortes précipitations, ont été des années de bons rendements mytilicoles en comparaison aux années antérieures (2005-2006) et postérieures (2009-2011) (d'après Rodriguez, 2013). A l'échelle régionale, les trois bonnes années de croissance en coquille (réseau d'observation régional REMOULA) ont été les années 2005, 2007 et 2010, en lien avec la qualité des blooms de diatomées du mois de mars (Soletchnik et al., 2013). Ces résultats ne sont que partiellement cohérents avec ceux obtenus à l'échelle nationale. La spécificité des apports de la Gironde, dont les débits du mois de mai correspondent encore à des débits « hivernaux », permettent de comprendre les différences temporelles d'écart de croissance entre les deux sites de bouchots des Roulières (entrée du Pertuis Breton) et Boyard (entrée du Pertuis d'Antioche). D'une façon plus générale, les performances de croissance sont moins bonnes sur les sites les plus euryhalins, soumis à l'influence de la Charente et de la Sèvre Niortaise, à l'Est des Pertuis Charentais. Au contraire elles sont meilleures sur les sites plus « océaniques », plus sous influence des apports océaniques et des fleuves externes aux pertuis

²⁴ Estimés par les précipitations, les débits des fleuves ou la salinité

(Loire et Gironde). Chez l'huître, la variabilité climatique annuelle impacte également les rendements et la croissance. Ainsi les faibles rendements de croissance des années 2004, 2005 et 2006 sembleraient liés aux faibles apports terrigènes des années 2002 à 2005 dans le BMO (réseau d'observation du CREAA). Là aussi, les résultats ne sont pas totalement en accord avec ceux obtenus sur la croissance des moules, soulignant l'importance probable d'autres paramètres non pris en compte dans ces études.

Reproduction : Si des travaux, établis en laboratoire, statuent à une meilleure survie larvaire pour une salinité aux alentours de 26 g/L (Jones and Jones, 1988 ; Henderson, 1982 ; His et al., 1989 ; Bochenek et al., 2001), les deux facteurs les plus importants, vis à vis de la survie larvaire de l'huître sont sans conteste la température et la ressource alimentaire ; Ainsi une température estivale inférieure à 18-19 °C compromet fortement la survie larvaire. Des études récentes des bases historiques, tant sur Arcachon que sur le bassin de Marennes, ont confirmé l'importance prépondérante de la température et de la ressource alimentaire pour le succès du captage. Toutefois, et malgré leurs importances, ils ne constituent pas de véritables « verrous biologiques » du captage (Bernard, 2012). Les conditions d'élevage en éclosérie et certains résultats obtenus en méditerranée (étang de Thau) ont montré combien une très forte salinité (jusqu'à 39 g/L) ne nuit pas au succès du captage, en cas de température élevée et de forte disponibilité trophique. Ces deux derniers paramètres permettent en effet de réduire considérablement la durée de vie larvaire, et rendent ainsi beaucoup plus probable la survie de la larve. Par ailleurs, dans le milieu naturel, d'autres facteurs peuvent mettre en péril la qualité du recrutement des juvéniles sur les collecteurs. Il s'agit en particulier des conditions hydrodynamiques, spécifiques chaque année (conditions de vents, de débits de fleuves, etc) (Bernard, 2012). Ils peuvent compromettre gravement le succès du recrutement en exportant notamment les cohortes larvaires hors des pertuis (Bernard 2012). Dans les Pertuis Charentais, la salinité moyenne de 33 à 35,5 g/L au cours de l'été, n'est pas corrélée à la qualité du captage sur les différents sites. Néanmoins une faible relation a été trouvée entre la dessalure et la survie des cohortes larvaires, i.e. positive dans le BMO et au contraire négative dans le bassin d'Arcachon.

B. Le risque toxique des apports terrigènes pour l'écosystème conchylicole

Depuis des années de nombreuses molécules xénobiotiques et anthropiques (pesticides, ...) ont été identifiées dans les pertuis charentais. Si leur toxicité est démontrée en laboratoire sur les bivalves et la microflore, la complexité de leurs actions dans les écosystèmes côtiers naturels y rend l'investigation « *in situ* » très difficile. La plupart des connaissances acquises aujourd'hui relèvent de résultats obtenus en laboratoire essentiellement, sur le phytoplancton et sur des larves de bivalves (huîtres, moules, ...). La recherche réalisée à partir de bioessais propose une base biologique de connaissances mais ne permet pas une extrapolation des résultats aux écosystèmes conchylicoles. La connaissance de leurs impacts dans les Pertuis relève donc pour l'instant plus d'hypothèses que de certitudes. Toutefois, l'impact « toxique » d'apports anthropiques est bien suspecté dans le Pertuis Charentais. Deux études sur l'huître creuse y ont fortement contribué : (1) l'étude du modèle de mortalité plat-table dans le sud du BMO (Soletchnik et al. années ?) et (2) les résultats sur l'aneuploïdie des stocks sauvages d'huîtres (Benabdelmouna et al. Année ?).

Modèle de mortalité plat-table : des études sur les mortalités printanières de l'huître creuse *C. gigas* ont été conduites sur le site ostréicole de Ronce-Perquis (sud du BMO). Elles ont duré de 1996 à

2004²⁵ et furent reconduites chaque année durant la saison printemps-été (Lodato, 1997 ; Faury et al., 2001 ; Soletchnik et al., 1998b, 2002b, 2005a ; 2005b ; 2006, Annexe A). Les mortalités anormales rencontrées sur les élevages d'huîtres « à plat » (sur le sédiment) ont conduit les auteurs à s'intéresser à l'environnement des élevages (Lodato, 1997, Soletchnik et al., 1998b). Les premières études, renforcées par le programme MOREST (2002-2005) , ont pu mettre en relation la disparition brutale de blooms de microphytobenthos au cours du printemps avec l'affaiblissement physiologiques des huîtres adultes pendant leur gamétogénèse printanière (Soletchnik et al., 2005b). Cet affaiblissement précédant un épisode de mortalité apparaîtrait de façon récurrente vers la mi-juin (Soletchnik et al., 2002b, 2005a). Il a été montré que ces évènements étaient concomitants avec la détection de molécules d'herbicides (trifluraline, isoproturon et glyphosate) dans l'eau interstitielle du sédiment en lien avec des « pulses » d'herbicides en sortie de Seudre. Cette toxicité de l'eau se manifesterait directement sur l'huître en gamétogénèse, mais également sur la microflore benthique au cours du mois de juin (Soletchnik et al., 2002b). Durant la période de maturation, certains pesticides seraient susceptibles de s'incorporer dans les lipides des gamètes et de créer un dysfonctionnement physiologique (Auby et al., 2007). Par ailleurs, il a été montré que l'intensité des mortalités diminuerait en fonction de la distance des huîtres avec le sédiment. En effet, le sédiment pourrait être potentiellement toxique du fait du « piégeage » de certains pesticides (Soletchnik et al., 2005a). Les résultats obtenus ont finalement permis de mettre en cause l'influence des apports de la Seudre (et des marais afférents) sur les élevages d'huîtres (à plat²⁶ en particulier) au cours du printemps (Samain et McComby, 2007). Dans le bassin d'Arcachon, Auby et Maurer (2004) ont également montré que les herbicides étaient à l'origine du très mauvais captage d'huîtres lors de l'année 2000.

Aneuploïdie : Une première « cartographie » d'anomalies chromosomiques a été réalisée sur les stocks d'huîtres sauvages des Pertuis Charentais (Benabdelmouna et Hemissi, 2011). Cette dernière montre que les apports de la Charente semblent marquer les populations d'huîtres de l'île Madame d'un taux d'anomalies génomiques bien supérieur aux vingt autres sites étudiés. L'aneuploïdie des huîtres semble être transmise verticalement à la descendance à partir des parents contaminés durant la gamétogénèse (Barranger et al., 2014). D'autre part, les études de connectivité entre stocks de géniteurs et sites de captage dans les PC ont montré que c'étaient bien les huîtres du BMO qui captaient essentiellement sur le secteur de Fouras (Bernard, 2012). Ainsi la « qualité de l'environnement », au printemps (période de maturation des huîtres) serait globalement moins bonne dans le BMO que dans le reste des Pertuis. Le fait que les huîtres sauvages en Seudre, qui captent à partir des mêmes stocks de géniteurs dans le BMO, aient un taux d'aneuploïdie supérieur à celui de la Charente, laisse à penser que les apports de Charente pourraient également avoir un effet direct sur le naissain naturel en développement dans la région de Fouras. Ces résultats montrent bien l'importance de la qualité des apports d'eau douce au printemps dans le BMO et les conséquences de ces derniers pour la conchyliculture. Cette problématique rejoint donc celle développée dans les études de mortalité plat-table décrites ci-dessus et en particulier les dysfonctionnements de maturation des huîtres dans le sud du BMO (Faury et al., 2001 ; Soletchnik et al., 2006).

²⁵ A partir de 2001, le site atelier de Ronce-Perquis est devenu un des trois sites atelier du programme MOREST sur les mortalités estivales de *C. gigas*.

²⁶ Au fil des années, cette technique d'élevage a progressivement disparue, et les huîtres ont été progressivement éloignées du sédiment, passant d'une hauteur de table de 50cm à 70 cm.

C. Conclusion

De plus en plus, la gestion et le partage de l'eau douce, principal vecteur des apports terrigènes, constituent un enjeu majeur pour la conchyliculture et les politiques publiques qui lui sont associées (Drobenko, 2011). Sur le plan sociétal, le besoin « ressenti » vis-à-vis de l'eau douce augmente d'autant plus que la pression sur le littoral s'intensifie avec les techniques de production (Rivaud, 2010) et les conséquences du réchauffement climatique. Ce dernier induit depuis plusieurs années maintenant, une plus forte variabilité interannuelle hydro-climatique qui se répercute en conséquence sur les traits biologiques (croissance, captage, ...) des mollusques en élevage. Ces fortes fluctuations environnementales nuisent à la filière ostréicole dont la « santé économique » requiert plus de stabilité dans la performance. D'autre part, certains auteurs s'étonnent de la publicisation du conflit quantitatif sur l'eau douce qui occulterait le risque qualitatif (Candau et al., 2012). C'est également le point de vue du scientifique qui préconise que ce risque soit aujourd'hui mieux étudié qu'il ne l'est pour l'instant. Aujourd'hui, la filière conchylicole est en difficulté. Les stocks de près de 100.000 tonnes dans les années 80-90, seraient aujourd'hui réduits à près de 35.000 tonnes (Le Moine, Geairon, com pers. évaluation 2012). Une épizootie à herpes virus (OsHV-1) touche le naissain d'huîtres creuses depuis 2008 et la mortalité d'adultes semble également en nette augmentation depuis 2012 avec implication d'une bactérie pathogène : *Vibrio aestuarianus*. En hiver 2014, un épisode de mortalité sans précédent a touché les moules (*Mytilus edulis*) en élevage, dans le pertuis Breton (40 à 100 % de mortalité selon les sites), et dans une moindre mesure dans le pertuis d'Antioche (10 à 40 % selon les sites). Cette mortalité semble n'avoir touché que les Pertuis Charentais et son apparition, au cours de l'hiver 2014 sur les moules sauvages de la côte Nord-Est de l'île de Ré, reste inexpliquée. Ainsi, alors que certaines études montrent que la diversité génétique se maintient dans les huîtres en élevage, la pression des organismes pathogènes n'a jamais été aussi forte. L'ensemble de ces résultats concourt à suspecter des interactions « négatives » avec l'environnement des élevages (Snieszko, 1974). Dans quelle mesure les apports contribuent-ils à la pression environnementale ? Leurs interactions avec les espèces en élevage (et les organismes pathogènes) constituent une thématique scientifique essentielle et un véritable enjeu pour les filières conchylicoles des Pertuis Charentais. Des questions se posent, plus prégnantes que jamais, sur la qualité de l'environnement dans les Pertuis. Comment évolue-t-elle en lien avec les activités humaines sur les bassins versants et avec le réchauffement climatique ? Aujourd'hui, il est de la responsabilité de tous les « usagers » de veiller à la santé de ces écosystèmes. Bien que la qualité de l'eau soit très complexe à appréhender (milliers de molécules en interaction dans un système ouvert) il est impératif d'intensifier la surveillance des écosystèmes sensibles que sont les Pertuis Charentais, soumis à la double influence des apports terrigènes et marins. A l'heure où le concept de « service éco systémique » se substitue à celui « d'utilisateur de l'écosystème » et place ce dernier « au centre de la pièce », me revient cette phrase de Saint Exupéry, toujours plus actuelle que jamais : « *Nous n'héritons pas de la terre de nos parents, nous l'empruntons à nos enfants* ».

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Akcha F., Spagnol C., Rouxel J., (2012). Genotoxicity of diuron and glyphosate in oyster spermatozoa and embryos. *Aquatic Toxicology*, 106-107, 104-113.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.10.018>
- Arzul G., Durand G., (1999). Effet des herbicides sur la croissance "in vitro" du phytoplancton marin
In: Ifremer (Ed.), Actes du colloque "Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral", Ploufragan (Saint Briec), pp 86-94.
- Arzul G., Quiniou F., (2014). Plancton marin et pesticides : quels liens ? Quae (Ed) 123 p.
- Auby I., Maurer D., (2004). Etude de la reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon. Rapport final. Ifremer, pp. 327. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00040/15145/>
- Auby I., Bocquene G., Quiniou F., Dreno J.P., (2007). Etat de la contamination du Bassin d'Arcachon par les insecticides et les herbicides sur la période 2005-2006. Impact environnemental. Ifremer, pp. 108.
- Auby I., Bost C.A., Budzinski H., Dalloyau S., Desternes A., Belles A., Trut G., Plus M., Pere C., Couzi L., Feigne C., Steinmetz J., (2011). Régression des herbiers de zostères dans le Bassin d'Arcachon : état des lieux et recherche des causes. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00054/16507/>
- Bacher C., (1989). Etude de la capacité trophique du bassin de Marennes-Oléron : utilisation d'un modèle couplé de transport particulaire et de croissance de l'huître *Crassostrea gigas*, Thèse de Doctorat, Université de Bretagne Occidentale, pp.149.
- Barranger A., Akcha F., Rouxel J., Brizard R., Maurouard E., Pallud M., Menard D., Tapie N., Budzinski H., Burgeot T., Benabdelmouna A. (2014). Study of genetic damage in the japanese oyster induced by an environmentally-relevant exposure to diuron: evidence of vertical transmission of DNA damage. *Aquatic Toxicology*, 146, 93-104.
<http://archimer.ifremer.fr/doc/00162/27311/>
- Benabdelmouna A., Cornette F., Grouhel S., Lapegue S., Boudry P., Gouletquer P., (2005). Suivi du niveau de ploïdie des huîtres dans les deux bassins de captage de Marennes Oléron et Arcachon. <https://w3.ifremer.fr/archimer/doc/2005/rapport-6500.pdf>
- Benabdelmouna A., Hemissi I., (2011). CARTAMO : CARTographie des Anomalies génomiques dans les gisements naturels d'huîtres creuses du bassin de Marennes Oléron.
<http://archimer.ifremer.fr/doc/00062/17281/>
- Benabdelmouna A., Ollier S., Maurouard E., D'Amico F., Seugnet J.L., Grizon J., (2012). Niveau de ploïdie des naissains d'huître creuse captés dans les bassins de Marennes Oléron, Baie de Bourgneuf et Arcachon. Réseau Biovigilance, campagne 2011.
<http://archimer.ifremer.fr/doc/00107/21837/>
- Bernard I., (2012). Écologie de la reproduction de l'huître creuse, *Crassostrea gigas*, sur les côtes atlantiques françaises. Vers une explication de la variabilité du captage. Thesis, Université de la Rochelle, 196 pp.
- Bochenek E.A., Klinck J.M., Powell E.N., Hofmann E.E., (2001). A biochemically based model of the growth and development of *Crassostrea gigas* larvae. *Journal of Shellfish Research* 20.1: 243-265.
<http://search.proquest.com/docview/17683616?accountid=27530>
- Borges A.V., Delille, B. and Frankignoulle, M., (2005). Budgeting sinks and sources of CO₂ in the coastal ocean: diversity of ecosystems counts, *Geophysical Research Letters*, 32, L14601.
- Bouilly K., (2004). Impact de facteurs environnementaux sur l'aneuploïdie chez l'huître creuse *Crassostrea gigas*, dans le bassin de Marennes-Oléron. U.F.R. de sciences et technologie La Rochelle pp. 238.

- Boutier B., Chiffolleau J. M., Gonzalez J.L., Lazure P., Auger D., Truquet I., (2000). Influence of the Gironde Estuary outputs on cadmium concentrations in the coastal waters: Consequences on the Marennes-Oléron bay (France). *Oceanologica Acta*, 23(7 suppl.), 745-758.
- Bry C., Hoflack P., (2004). Le bassin versant de la Charente : une illustration des problèmes posés par la gestion quantitative de l'eau. *Courrier de l'Environnement de l'INRA* 52, 81-96.
www.inra.fr/lecourrier/wp-content/uploads/2012/01/C52Hoflack.pdf
- Burgeot T., Quirion S., Quiniou F., Knoery J., Soletchnik P., Gagnaire B., Renault T., Osada M., Geret F., Communal P. Y., Jadas-Hecart A., Gagne F., (2005). Environmental stress in the pacific oyster *Crassostrea gigas* during gametogenesis : role of herbicides? PRIMO, 13ème édition, Alessandria, Italie, 19-22 JUIN 2005. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/3384>
- Burgeot T., Gagnaire B., Renault T., Haure J., Moraga D., David E., Boutet I., Sauriau P.G., Malet N., Bouchet V., Le Roux F., Lapègue S., Bouilly K., Le Moullac G., Arzul I., Knoery J., Quiniou F., Bacher C., Soletchnik P., (2007). Les risques associés au stress environnemental. In: Samain, F., Mc Combie, H. (Eds.), Mortalité estivale de l'huître creuse *Crassostrea gigas*. Défi Morest Ed. Ifremer/Quae, pp. 95-139.
- Candau J., Deldrève V., Deuffic P., (2012). Publicisation contrôlée de problèmes territoriaux autour de l'eau », *Sociologies, Théories et recherches*, mis en ligne le 27 janvier 2012.
<http://sociologies.revues.org/3822>
- Cassou C., (2004) Du changement climatique aux régimes de temps : l'oscillation nord-atlantique. *La Météorologie* 45, 21-32.
- Castaing P., (1981). Le transfert à l'océan des suspensions estuariennes : cas de la Gironde. Thèse, Université de Bordeaux I, 530 p.
- Chevallier C., Masson D., (1988). Agriculture, conchyliculture et circulation des eaux de surface en Charentes-Maritime. Etat actuel des Recherches. [Aqua Revue 21, 27-33.](#)
- Dabrin A., (2009). Mécanismes de transfert des éléments traces métalliques et réactivité estuarienne. Cas des systèmes Gironde, Charente, Seudre et Baie de Marennes Oléron. Thèse, University of Bordeaux, p. 375pp.
- Dardignac M.J., Feuillet M., (1974). Croissance des moules de bouchots dans la baie de l'Aiguillon (premières observations). Conseil International pour l'Exploration de la Mer.
- Dardignac M.J., et al. (1990). Etude de la mortalité des moules dans le Pertuis Breton en 1989. R. INT.DRV-90.32/RA/L'HOUMEAU, 28 p.
- Dechambenoy C., Pontier L., Sirou F., Vouvé J., (1977). Apport de la thermographie infrarouge aéroportée à la connaissance de la dynamique superficielle des estuaires (système Charente-Seudreanse de l'Aiguillon). *Comptes rendus de l'Académie des Sciences de Paris, série D* 284, 1269-1272.
- Drobenko B., (2011). Le droit de l'eau : vecteur d'une approche intégrée – Vertigo – La revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne], Hors- série 9.
- Fauray N., Remoue S., Soletchnik P., Gouletquer P., Geairon P., Le Moine O., Razet D., Guilpain P., Robert S., Taillade S., (2001). Mortalités printanière et estivale de l'huître creuse *C. gigas* en élevage à plat dans le bassin de Marennes-Oléron. Etude du métabolisme du glycogène sur différentes origines de cheptels (Rapport 42 p). <http://archimer.ifremer.fr/doc/00031/14235>
- Gattuso J.-P., Frankignoulle M., Wollast R., (1998). Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic systems, *Annual Review Ecology Systematics*, 29, 405-433.
- Gazeau F., Smith V. S., Gentili B., Frankignoulle M., Gattuso J.P., (2004). The European coastal zone: characterization and first assessment of ecosystem metabolism, *Estuarine, Coast. Shelf Sci.*, 60, 673–694.
- Geret F., Burgeot T., Haure J., Gagnaire B., Renault T., Communal P.Y., Samain J.F., (2013). Effects of low-dose exposure to pesticide mixture on physiological responses of the pacific oyster,

- Crassostrea gigas*. Environmental Toxicology, 28(12), 689-699.
<http://dx.doi.org/10.1002/tox.20764/>
- Gouletquer P., (1995). Cycle de reproduction naturelle de l'huître creuse *Crassostrea gigas*. Groupe de travail sur la Reproduction des Mollusques. Bivalves Aquaculture Marine.
<http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/3209/>
- Gourlay C., (2004). Biodisponibilité des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les écosystèmes aquatiques : influence de la matière organique naturelle et anthropique. Thèse, Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts, 212p.
- Henderson B.A., (1982). Practical methods of handling and setting eyed-pediveliger larvae of the pacific oyster *Crassostrea gigas* (thurnberg). Journal of Shellfish Research 2.1: 119-120.
<http://search.proquest.com/docview/14191768?accountid=27530>
- Héral M., Deslous-Paoli J.M., Prou J., (1986). Influence du climat sur le recrutement et sur la production d'huîtres cultivées (*Crassostrea angulata* et *Crassostrea gigas*) dans le bassin de Marennes-Oléron (France). CIEM Conseil International pour l'Exploration de la mer.
<http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/2972/>
- Hermida J., Lazure, P., Froidefond J.M., Jegou A.M., Castaing P., (1998). Seaward dispersion of Gironde estuarine waters on to Aquitanian continental shelf from hydrological, satellite and numeric data. [La dispersion des apports de la Gironde sur le plateau continental. Données in situ, satellitales et numériques] Oceanologica Acta, 21(2), 209-221
- Hilly C., (1976). Ecologie benthique des Pertuis charentais. Thèse Université de Bretagne occidentale.
- His E., Robert R., (1981). The Danger of the Use of Copper Sulphate in Oyster Grounds: Toxicity to the Embryos and the Larvae of *Crassostrea gigas*. Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes Nantes 45, 117-125.
- His E., Robert R., Dinet A., (1989). Combined effects of temperature and salinity on fed and starved larvae of the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* and the Japanese oyster *Crassostrea gigas*. Marine biology Berlin, Heidelberg 100.4 455-463.
- Ifremer, DDASS, DDE, C. & LBEM, U L R., (2000). Qualité des Eaux Littorales des Pertuis Charentais. Bilan et Diagnostic. Rapport. 130p.
- Ifremer. Océanographie et Dynamique des Ecosystèmes. Unité Littoral. Laboratoire Environnement Ressources des Pertuis Charentais (2014). Qualité du Milieu Marin Littoral. Bulletin de la surveillance 2013. Départements de Charente-Maritime et de Vendée (sud).
<http://archimer.ifremer.fr/doc/00190/30123/>
- Jones G., Jones B., (1988). Advances in the remote setting of oyster larvae Ministry of Agriculture and Fisheries, Victoria, B.C. (Canada).
<http://search.proquest.com/docview/15796872?accountid=27530>
- Lazure P., Jegou A.M., (1998). 3D modelling of seasonal evolution of Loire and Gironde plumes on Biscay Bay continental shelf. Oceanol. Acta, 21(2), 165-177.
- Le Moine O., (2006). Influence de la qualité de l'environnement sur le captage des huîtres dans les pertuis Charentais en 2005. Rapport d'expertise calamités agricoles. DDTM 17 - Direction Départementale du Territoire et de la Mer, La Rochelle, Ref. Expertise Ifremer/DDTM, 19p.
- Le Moine O., Soletchnik P., Stanisiere J.Y., (2009). Caractérisation hydrologique des Pertuis Charentais. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00100/21084/>
- Le Moine, O. (2013). Bassins versants et débits des principaux fleuves des pertuis charentais.
<http://archimer.ifremer.fr/doc/00120/23094/>
- Le Moine O., Geairon P., (2013). Estimation et caractérisation de la dynamique des flux dans l'estuaire de la Charente. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00120/23096/>
- Le Moine O., Gouletquer P., (2013). Applications des Systèmes d'Information Géographiques en Aquaculture. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00162/27299/>

- Lodato M.I., (1997). Mortalité estivale de l'huître creuse, *Crassostrea gigas*, sur les bancs ostréicoles de Perquis et Ronce (Bassin de Marennes-Oléron): étude des pratiques culturelles et des caractéristiques biologiques et spatiales des élevages. PhD Thesis, Ecole Nationale Vétérinaire de Nantes. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00108/21955/>
- Loyer S., (2001). Modélisation de la production phytoplanctonique dans la zone côtière atlantique enrichie par les apports fluviaux. Thèse, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, 227 p.
- Mantoura R.F.C., Martin J.M., and Wollast R., (1991). Ocean margin processes, in Global Change, Chichester, UK: Wiley & Sons, 469 pp.
- Masson D., (1997). La gestion de l'eau douce en Seudre. Les estuaires français : évolution naturelle et artificielle - Actes de colloques Ifremer n° 22. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/3211/>
- Masson D., Dubernet J.F., (2006). Etude de l'impact potentiel des eaux de rejets agricoles sur les marais aquacoles charentais pp 93.
- Mille D., Le Moine O., (2011). Adaptabilité des activités conchylicoles aux notifications de leur environnement : Scénarii et solutions. Le cas du bassin de Marennes-Oléron. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00061/17257/>
- Misko P., (2004). Apports terrigènes et mortalités ostréicoles en Baie des Veys. Rapport RI-DEL, 16pp.
- Mongruel R., Prou J., Candau J., Deldrève V., Vanderlinden J.P., (2010). Expérience participative de la mise en œuvre de l'approche système : une application autour de la question du partage de l'eau dans les Pertuis Charentais. "Aide à la décision et gouvernance" du réseau OPDE (Outils Pour Décider Ensemble).
- Munaron D., (2004). Etude des apports en pesticides et en nutriments par la Charente aux eaux cotières du Bassin de Marennes - Oléron : modélisation de la dispersion de l'atrazine dans le Bassin de Marennes Oléron. . Thèse University of Pierre et Marie Curie, Paris VI, 340p.
- Munaron D., Dubernet J.F., Delmas F., Stanisiere J.Y. et Scribe P., (2006). Assessment of the quantities of herbicides and nutrients brought down by the river Charente to the coast and modelling of the dispersion of atrazine in the Marennes-Oleron bay. Cahiers De Biologie Marine. Vol.47, pp. 85-92.
- Naeem S., (2002). Ecosystem consequences of biodiversity loss: the evolution of a new paradigm, Ecology Letters, 83, 1537-1552.
- Pepin J.F., Soletchnik P., Lupo C., Geairon P., Seugnet J.L., Robert S., Bernard I., Le Moine O., (2011). Situation of wild beds of *Crassostrea gigas* regarding OsHV-1 μ var: spatiotemporal description of contamination in Pacific oyster wild beds in Marennes Oleron Bay. 15th International European Association of Fish Pathologists conference, Split, Croatia, 12-16th September 2011. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00105/21673/>
- Pernetta, J. C and Milliman, J. D.: Land-Ocean interactions in the coastal zone. Implementation plan, IGPB Rep., 33, 1-215, 1995.
- Pouvreau S., (2013). L'huître face au climat : histoire des tribulations d'un mollusque. Conférence présentée au Centre de Boulogne le 10 avril 2013. <http://wwz.ifremer.fr/webtv/Conferences/L-huitre-face-au-climat>
- Ravail-Legrand B., (1993). Incidences du débit de la Charente sur la capacité biotique du bassin ostréicole de Marennes-Oléron. Thèse, Université de Nantes: 171p.
- Quiniou F., Toularastel F., (1992). Biological effects of contaminated water tested by marine bivalve embryo-bioassay Euro-Mediterranean Cent. on Marine Contamination Hazards, Valletta (Malta); FAO, Rome; IOC, Paris; et al. UNEP, 1992.
- Ravail B., Héral M., Maestrini S., Robert J.M., (1988). Incidence du débit de la Charente sur la capacité biotique du bassin ostréicole de Marennes-Oléron. Journal de Recherche Océanographique, 13, 48-52. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00015/12663/>

- Redfield A.C., (1934). On the proportion of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. In James Johstone Memorial Volume Liverpool. The University Press, 176-192.
- Renault T., (2011). Effects of Pesticides on Marine Bivalves: What Do We Know and What Do We Need to Know? Pesticides in the Modern World - Risks and Benefits, Dr. Margarita Stoytcheva (Ed.), ISBN: 978-953-307-458-0, In Tech. <http://www.intechopen.com/books/pesticides-in-the-modern-world-risksand-benefits/>
- Rivaud, A., (2009). Conflits d'usage autour de la ressource en eau : quelles stratégies pour les ostréiculteurs du bassin de Marennes-Oléron. Colloque international "Les 6èmes journées de la proximité : le temps des débats", 14, 15 et 16 octobre 2009 -Poitiers France.
- Rivaud A., (2010). Coordination autour d'une ressource commune et logiques d'acteurs. Une analyse au travers des usages agricoles et ostréicoles de l'eau dans le bassin versant de la Charente / Coordination upon common resource and actors' behaviors. An analysis trough agricultural and oyster-farming water uses on the Charente river basin. PhD Thesis, Université de Poitiers. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00025/13636/>
- Rodriguez J., (2013). Performances d'élevage de la moule (*Mytilus edulis*) en Manche/Atlantique. Recensement et interprétation. 1 : Synthèse et rapport, 147 p.
- Robert S., Bougrier S. et al. (1999). Suivi de la croissance de la moule *Mytilus edulis* dans le Pertuis Breton sur trois sites différents : filière, bouchot, fond, rapport IFREMER RA/LCPC Novembre 1999: 28 p.
- Robert S., Geairon P., Guilpain P., Razet D., Faury N., Seugnet J.L., Grizon J., Soletchnik P., Le Moine O., Gouletquer P., (2001). REMOULA 2000, Réseau de croissance moule des Pertuis Charentais - Mars 2000 - Février 2001. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00031/14243/>
- Ropert M., Mazurié J., Bédier E., Le Coz F., Soletchnik P., (2008) Evaluation of summer mortality risk factors in shellfish farming ecosystems. In Summer mortality of Pacific oyster *Crassostrea gigas*, In: Samain, F., Mc Combie, H. (Eds.), Mortalité estivale de l'huître creuse *Crassostrea gigas*. Défi Morest Ed. Ifremer/Quae, pp 1-61.
- Rostagno B., Violleau A., Brun C., Dietrich P., Fillon A., Gouletquer P., Guichet R., Rostagno et al., (1999). Qualité des eaux littorales des Pertuis Charentais : Bilan et diagnostic. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00072/18371/>
- Ryckaert M., Margat S., Derrien A., Schmitt A., Thomas G., (2009). Etat de la situation sanitaire des zones de production conchylicole dans les Pertuis Charentais. Volet 2 : Phytoplancton. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00123/23419/>
- Samain J.F., Mc Combie H., (2007). Mortalité estivale de l'huître creuse *Crassostrea gigas* Défi Morest. Ed. Ifremer/Quae, 332 p.
- Snieszko S.F., (1974). The effects of environmental stress on outbreaks of infectious diseases in fish. J.Fish Biol., 6:197-208
- Soletchnik P., Faury N., Razet D., Gouletquer P., (1998a). Hydrobiology of the Marennes-Oléron Bay. Seasonal indices and analysis of trends from 1978 to 1995. Hydrobiologia 386 : 131-146.
- Soletchnik P., Le Moine O., Faury N., Razet D., Geairon P., Robert S., Gouletquer P., (1998b). Mortalité de l'huître creuse *C. gigas* dans le Bassin de Marennes-Oléron. Résultats obtenus sur le site atelier de Ronce-Perquis en 1997-1998. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/3380/>
- Soletchnik P., (2002a). Evolution à moyen terme d'un écosystème estuarien : le bassin de Marennes-Oléron. In : Rapport Ifremer. Journées du Département. Thème : Ecosystème. Direction des Ressources Vivantes. Département des Ressources Aquacoles, La Tremblade 17-18 juin 2002 : 6p.
- Soletchnik P., Faury N., Geairon P., Razet D., Guilpain P., Seugnet J.L., Le Moine O., (2002b). Étude pluridisciplinaire de la DYNAMIQUE des MORTALITÉS estivales dans le Bassin de Marennes - Oléron.

- Première partie : Dynamique des mortalités en relation avec la reproduction in situ et la température. Brest. Colloque Morest. (13-15) Novembre 2002.
- Soletchnik P., Lambert C., Costil K., (2005a). Summer Mortality of *Crassostrea gigas* (Thunberg) in relation to environmental rearing conditions Journal of Shellfish Research 24, 197-208.
- Soletchnik P., Bouchet V., Malestroit P., Seugnet J.L., Blouin F., Radford-Knoery J., Burgeot T., Sauriau P.G., (2005b). Mortalité de *Crassostrea gigas* dans le bassin de Marennes Oléron. Etude physico chimique du sédiment. Etude du modèle de mortalité "plat-table" de *C. gigas* dans le bassin de Marennes Oléron. Etude "Dynamo" du projet MOREST.
<http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/3383/>
- Soletchnik P., Faury N., Gouilletquer P., (2006). Seasonal changes in carbohydrate metabolism and its relationship with summer mortality of Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg) in Marennes-Oléron bay (France). Aquaculture, 252, 328-338. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/1116/>
- Soletchnik P., Ropert M., Mazurié J., Fleury PG., Le Coz F., (2007) Relationships between oyster mortality patterns and environmental data from monitoring databases along the coasts of France. Aquaculture, 271,384-400.
- Soletchnik P., Geairon P., Le Moine O., Robert S., (2012). Estimation des stocks sauvages d'huîtres creuses dans les pertuis charentais en 2010. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00084/19485/>
- Soletchnik P., Robert S., Le Moine O., (2013). Suivi expérimental de la croissance de la moule, *Mytilus edulis*, sur les bouchots des Pertuis Charentais entre 2000 et 2010. Etude des performances de croissance en liens avec l'environnement des élevages.
<http://archimer.ifremer.fr/doc/00120/23097/>
- Stachowski-Haberkorn S., Guesdon S., Béchemin C., Chiffolleau J.F., Brach-Papa C., Soudant P., Beker B., Jadas-Hécart A., (2014). TOPHY PAC : Tolérance des communautés phytoplanctoniques aux phytosanitaires dans le panache de la Charente. Programme d'évaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides. Rapport final d'activité, 57 p.
- Stanisiere J.Y., Dumas F., Plus M., Maurer D., Robert S., (2006). Caractérisation des composantes hydrodynamiques d'un système côtier semi-fermé : Le Bassin de Marennes-Oléron.
<http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/2353/>
- Strady E., (2010). Mécanismes biogéochimiques de la contamination des huîtres *Crassostrea gigas* en Cadmium en baie de Marennes Oléron. Thèse, University of Bordeaux, 293p.
- Struski C., (2005). Modélisation des flux de matières dans la baie de Marennes-Oléron : couplage de l'hydrodynamisme, de la production primaire et de la consommation par les huîtres. Thèse, Université de La Rochelle, 340 p.
- Tanguy A., Boutet I., Laroche J., Moraga D., (2005). Molecular identification and expression study of differentially regulated genes in the Pacific oyster *Crassostrea gigas* in response to pesticide exposure. Febs Journal, 272(2), 390-403. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1742-4658.2004.04479.x/>
- Tesson M., (1973). Aspects dynamiques de la sédimentation dans la baie de Marennes-Oléron (France). Thèse de 3^{ème} cycle, Université de Bordeaux 1, n° 1107 : 128p.
- Thomas G., Kantin R., Héral M., (1999). La Charente, un estuaire conchylicole. La revue d'information de l'Ifremer Recherches Marines, (22), 20-25.
<http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/6289/>
- Thomas G., Piquet J.C., Rouyer P., Audat C., Le Saux J.C., Ryckaert M., Fillon A., (2009). Etat de la situation sanitaire des zones de production conchylicole dans les Pertuis Charentais. Volet 1 : Microbiologie et métaux lourds (Plomb, Mercure, Cadmium).
<http://archimer.ifremer.fr/doc/00123/23420/>
- Togola A., Budzinski H., (2007). Multi-residue analysis of pharmaceutical compounds in aqueous samples. Journal of Chromatography A, 1177, 150–158.

- Togola A., Amalric L., Bristeau S., (2008). Les substances pharmaceutiques dans les eaux superficielles et souterraines du bassin Loire-Bretagne. Rapport BRGM, 53p.
- Tophypac/MEDDE, 2011-2014. Tolérance des communautés PHYtoplanctoniques aux PHYtosanitaires dans le PANache de la Charente.
<http://www.programmepesticides.fr/content/download/3178/32849/file/TOPHY PAC.pdf>.
- Toupoint N., (2012). Le succès de recrutement de la moule bleue : influence de la qualité de la ressource trophique. Thèse de doctorat, ISMER-UQAR, Rimouski, 215 p.
- Vouvé F., (2000). Régénération benthique dans les vasières intertidales de Marennes-Oléron : Nature de la matière organique, son impact sur la production et l'incorporation de l'ammonium. Thèse, Université de Perpignan, 263p.
- Vystavna Y., Huneau F., Grynenko V., Vergeles Y., Celle-Jeanton H., Tapie N., Budzinski H., Le Coustumer P., (2012). Pharmaceuticals in Rivers of Two Regions with Contrasted Socio-Economic Condition Occurrence, Accumulation, and Comparison for Ukraine and France. *Water Air Soil Pollut.*, 223, 2111–2124.

LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX

Liste des Figures

- Figure 1. Les Pertuis Charentais. L'archipel charentais est formé de l'île de Ré au Nord et de l'île d'Oléron au sud. Il délimite une mer intérieure (mer des Pertuis), influencée par les fleuves internes aux pertuis (Lay, Sèvre, Curé, Charente et Seudre) et externes (Loire, Garonne, Dordogne) et par les masses d'eau marines. Du nord au sud se distinguent les Pertuis Breton, d'Antioche et de Maumusson. 7
- Figure 2. Découpage hydrodynamique et morpho-géographique des trois principales entités des Pertuis Charentais (PC) : Le Pertuis Breton, d'Antioche et le bassin de Marennes-Oléron (d'après Stanisière et al., 2006). 8
- Figure 3. Concessions conchylicoles (huîtres et moules) dans les Pertuis Charentais (d'après Mille et Le Moine 2011, source DDTM / Marennes). Les sites expérimentaux du réseau régional de croissance de moules dans les Pertuis Charentais (REMOULA, Robert et al., 2001) sont également représentés: RO Les Roulières ; AI Aiguillon ; MA Marsilly ; YV Yves et BO Boyard. 9
- Figure 4. Stations de mesures hydrologiques (salinité et autres paramètres) : (1) dans le Pertuis Breton (Filière W, L'Eperon, la Carrelère), (2) dans le pertuis d'Antioche (Le Cornard, l'île d'Aix) et (3) dans le BMO (Boyard et Auger) (stations REPHY). Site d'étude de l'huître creuse (*Crassostrea gigas*) sur le site ostréicole d'Agnas. 10
- Figure 5. Fleuves et bassins versants influençant les Pertuis Charentais. 12
- Figure 6. Débits saisonniers des fleuves susceptibles d'affecter les Pertuis Charentais (période : 1998 – 2011) (d'après les données de la Banque HYDRO : www.hydro.eaufrance.fr/). 14
- Figure 7. Saisonnalité des débits des fleuves influençant les Pertuis Charentais (la flèche indique le mois de mai) (d'après données www.hydro.eaufrance.fr/) La saisonnalité est issue de la méthode de décomposition des séries chronologiques (d'après Bethoux et al. 1980). Les valeurs mensuelles sont centrées (valeur 0) par rapport à une moyenne annuelle. 15
- Figure 8. Représentation de la fréquence d'intrusion de la Gironde au niveau du Pertuis de Maumusson en 2012 (station d'Auger dans le sud du bassin de Marennes). Chaque barre d'histogramme jaune représente le pourcentage de marées au cours desquelles il a eu « intrusion » de la Gironde dans le sud du BMO. Les débits de la Gironde (courbe bleue) sont lus sur l'axe des ordonnées à droite de la figure. **Erreur ! Signet non défini.**
- Figure 10. Teneur en cadmium dans les huîtres creuses sur le site d'Agnas (Figure 4) depuis 1981 (réseau ROCCH ; bulletin de la surveillance, Ifremer, 2014). 17
- Figure 11. Répartition des surfaces traitées en herbicides en 2000-2001 (d'après Munaron, 2004). 18
- Figure 12. Exemple de pic de Glyphosate en 2004 en estuaire de Seudre (projet MOREST). 18
- Figure 13. Exemple d'indicateurs d'impacts spatialisés dans le Sud des pertuis, sous l'influence : de la Charente (ABC) et de Charente et de la Seudre (D) ; Exemple de février 2007 : A/ Salinité moyenne (impact chronique de la salinité) ; B/ Variance de la salinité (impact aigu) ; C/ Exposition à une gamme de salinité de 15-20 g/L (exemple d'indicateur écologique) ; D/ volume d'eau douce ayant transité en chaque point de l'espace (exemple d'indicateur d'impact par des polluants). 20
- Figure 14. Contribution respective de fleuves internes aux Pertuis Charentais, à la dessalure de l'eau (en référence à une eau « océanique » à 35,5). 21

<i>Figure 15. Contributions relatives (figures circulaires) des fleuves différents côtiers internes aux pertuis, à la dessalure sur les principaux sites ostréicoles (moules et huîtres) des pertuis. La salinité moyenne est indiquée par une palette couleur du mauve (salinité marine) au rose foncé (eau douce des fleuves). La simulation est réalisée dans les conditions de vents et de débits de l'hiver 2007 (janvier-mars).</i>	22
<i>Figure 16. Passage d'un indicateur d'impact représentant les flux d'eau douce de Charente, spatialisés (A), à la caractérisation des parcelles cadastrales ostréicoles (B). Exemple de l'hiver 2007.</i>	23
<i>Figure 17. Tendances de température et de pluviométrie en relation avec les crises majeures de mortalité entre janvier 1972 et février 2013 (Soletchnik, 2002a). Les tendances sont calculées par la méthode Sensus II (logiciel Statgraphics V). La ligne pointillée représente le seuil théorique des tendances de 8cm/mois pour la pluviométrie et de 13°C pour la température de l'air (d'après les données Météo-France (Bout Blanc – La Rochelle). Les histogrammes grisés sont bien des périodes de fortes mortalités d'huîtres dans les PC.</i>	25
<i>Figure 18. Débits annuels moyens, flux annuels moyens en nitrates et MES ; mortalités annuelles moyennes (Misko, 2004).</i>	25
<i>Figure 19. Constats de mortalités de moules réalisés par les DDTMs de Sud Vendée et de Charente Maritime fin avril 2014 (gauche) et progression de la mortalité en mai dans le Pertuis d'Antioche et en BMO (droite).</i>	26
<i>Figure 20. Température (°C) et salinité (sonde YSI) mesurées au point Filière W dans le Pertuis Breton du 01 janvier au 05 mai 2014 (données haute-fréquence 15 minutes, SAPERCHAIS).</i>	27
<i>Figure 21. Tendances de la série salinité désaisonnalisée au point Filière W dans le Pertuis Breton entre 2009 et 2014.</i>	Erreur ! Signet non défini.
<i>Figure 22. Ecart à la médiane interannuelle des débits moyens hivernaux (m³/s) des fleuves internes et externes aux Pertuis Charentais entre l'hiver 1998 et l'hiver 2014 (en m³/s) (données Hydro France).</i>	28
<i>Figure 23. Performances de croissances des huîtres en élevage (d'après données CREAA ; Mille et Le Moine 2011). Relation avec le cumul des précipitations régionales durant l'hiver et le printemps (données Météo France La Rochelle).</i>	30
<i>Figure 24. Contribution des fleuves côtiers à la dessalure des pertuis charentais durant la période estivale (juin, juillet, août). Simulation, en conditions réalistes (de marées, débits des fleuves internes aux pertuis et météo) entre 1999 et 2011. Les valeurs (cercles verts) représentent une échelle relative croissante des performances de captage de l'huître creuse (1 à 10) dans les Pertuis Charentais (d'après les données de captage sur coupelles entre 2006 et 2009 ; le CREAA dans Bernard, 2012).</i>	31
<i>Figure 25. Relations obtenues entre la survie larvaire et la salinité dans plusieurs bassins ostréicoles français (d'après Bernard, 2012).</i>	32
<i>Figure 26. Comparaison relative des rendements de moules par pieu de bouchots dans les principales régions de production (d'après Rodriguez, 2013).</i>	33
<i>Figure 27. Variation des précipitations entre 1997 et 2011 (% par rapport à la moyenne) sur la Basse Normandie (Granville), la Bretagne Nord (Dinard), Sud (Vannes) et le Poitou-Charentes (La Rochelle) (d'après données Météo-France).</i>	33
<i>Figure 28. Relation positive et significative (p < 0,001) entre la production de moules sur pieux de bouchots et les précipitations sur les principales régions mytilicoles françaises (d'après Rodriguez, 2013 ; y = 0,1666 + 0,0168 x et R² = 0,22).</i>	34

<i>Figure 29. Relation entre la production moyenne par pieu de bouchot et la moyenne des précipitations annuelles entre 2005 et 2011 (principales régions productrices de moules en France ; $y = 0,0163 x$ et $R^2 = 0,6483$ – d’après données Rodriguez, 2012).</i>	34
<i>Figure 30. Comparaison de la température et de la ressource trophique au cours du printemps, de 1997 à 2011 (Bretagne, Pays de Loire et Poitou-Charentes). Ecart positifs ou négatifs, par rapport à la médiane printanière, de ces deux paramètres dans les Pertuis Charentais entre 1997 et 2011 (base REPHY).</i>	35
<i>Figure 31. Comparaison des conditions de salinité (figures de gauche- résultats de simulation en conditions réalistes de débits, vents et marées) et des Taux de Croissance Journaliers en Longueur (TCJL) (figures de droite) sur les cinq sites de bouchots en hiver (figures du haut) et en été (figures du bas).</i>	36
<i>Figure 32. Représentation de la génotoxicité des huîtres sauvages (2 ans ou plus) dans les Pertuis Charentais en 2010, par cytométrie de flux des prélèvements branchiaux. Le taux d’anomalie déterminé correspond au pourcentage d’individus ayant une quantité d’ADN inférieure à la quantité type d’une huître diploïde normale. (d’après Benabdelmouna et Hemissi, 2011).</i>	37

Liste des Tableaux

<i>Tableau 1. Caractéristiques morphologiques et hydrodynamiques des Pertuis Charentais (d’après Stanisière et al., 2006).</i>	8
<i>Tableau 2. Principales caractéristiques des fleuves et bassins versants (BV). Toutes les données sont issues de la base Hydrologique (www.hydro.eaufrance.fr/). Les débits sont reconstitués à la station de mesure permettant la meilleure représentativité du bassin versant (Le Moine, 2013).</i>	13

