

Applications des Systèmes d'Information Géographiques en Aquaculture

O. Le Moine, IFREMER, Shellfish
Aquaculture Research Laboratory of Poitou
Charentes, La Tremblade, 17390 France

P. Gouletquer, IFREMER, Scientific
Direction, Nantes, France

October 2013



Applications des Systèmes d'Information Géographiques en Aquaculture.....	1
Introduction	5
Introduction aux Etudes de cas - Applications développées à l'Ifremer :.....	9
A. Sélection de sites	10
1 Recherche de zones potentielles de culture d'huîtres en eau profonde (Sillage, 1997)	10
2. Analyse multi-critères spatialisée des superficies potentiellement exploitables pour les semis contrôlés des pétoncles géants <i>Placopecten magellanicus</i> , sur la côte Est de l'île de Miquelon (Atlantique Nord Ouest)	17
B. Evaluation des stocks conchylicoles élevés ou sauvages	27
1. Elevages de moules : protocole expérimental d'évaluation des stocks.....	27
2. Stocks ostréicoles	30
3. Evaluation des stocks d'huîtres sauvages	35
4. Cartographie et évaluation des stocks de crépidules (compétiteur trophique).....	40
C. Echantillonnage environnemental spatialisé	47
1. Données superficielles et capacité de charge	47
2. Evaluation en 3 dimensions de la ressource trophique. (cartographie et validation des indices de stratification des masses d'eaux)	57
D. Hydrodynamique et approche écophysiological intégrée : développement de modèles de déplétion (marais).....	62
1 Analyse des capacités conchylicoles du marais charentais	62
2 Evaluation de l'impact potentiel de l'implantation de nouvelles filières mytilicoles sur les productions existantes.....	66
E. Rendements biologiques de l'écosystème conchylicole :	73

Table des illustrations

Figure 1: Couches d'informations prises en compte pour la sélection sous SIG des zones potentielles en vue de la culture en eau profonde (Sillage, 1997).....	11
Figure 2 : Codage des variables utilisées pour l'analyse spatiale.	12
Figure 3: Exemple de couches utilisées nourriceries et frayères.	13
Figure 4 Identification des zones d'intérêt aquacole et des points d'échantillonnage sédimentaire	15
Figure 5. Etude de la portance du sol en vue de la culture d'huître en eau profonde.	16
Figure 6. Carte raccordée des données biotopes. Etudes Envision campagnes 2007 et 2011..	18
Figure 7. Carte raccordée des données habitats. Etudes Envision campagnes 2007 et 2011...	19
Figure 8. Fonds favorables et à exclure.....	21
Figure 9. Zones favorables et exploitables, et technique de pêche possible en fonction de la nature des fonds.....	22
Figure 10. Traitement des données bathymétriques.....	23
Figure 11. Caractérisation de la zootecnie applicable et de la durée de rotation des élevages.	24
Figure 12. Synthèse des résultats de l'analyse multicritère	25
Figure 13: Enveloppes d'élevage, bouchots et points d'échantillonnage 2001.	28
Figure 14 : mesures de la circonférence et de la hauteur de moules sur le pieu	28
Figure 15 : Superficie (m ²) par pieu d'élevage	30
Figure 16 : évaluation des taux d'occupation par numérisation des longueurs de table ostréicole sous QGIS.....	32
Figure 17 : Taux d'occupation du sol par les huîtres en élevage, campagne IFREMER LCPC 2001.....	33
Figure 18 : Typologie d'utilisation du DPM-Marennes Oléron Nord, Campagne IFREMER LCPC 2001	34
Figure 19. Présentation des 21 sites de référence pour l'échantillonnage de stocks sauvages d'huîtres dans les pertuis charentais.....	36
Figure 20. Délimitation géographique (après constat terrain) du secteur colonisé par les huîtres.....	36
Figure 21. Estimation du taux d'occupation des huîtres sur la surface colonisée.....	36
Figure 22. Stocks estimés d'huîtres sauvages dans les pertuis charentais	37
Figure 23 : vedette océanographique Haliotis de l'Ifremer et aperçu des écrans de contrôle en acquisition	40
Figure 24 : aperçu des différents transpondeurs et écrans correspondants lors de l'acquisition	41
Figure 25 : numérisation des taches et tapis de crépidule sous SIG	42
Figure 26. Qualification sous SIG des différentes zones détectées en imagerie acoustique....	43
Figure 27 : Sondes multiparamétrique et fluorimétrique.	48
Figure 28 : Trajet d'acquisition de données hydrologiques - application des données de salinité aux points de mesures (échantillonnage aléatoire).	48
Figure 29 : Points d'échantillonnage spatialisés.	49
Figure 30 : Interpolation spatiale des données de salinité (méthode Inverse Distance Weighted). Evolution au cours de la saison printanière A : 22 avril 1998, B : 19 mai 1998, C : 16 juin 1998, D : différence 19 mai-22 avril (Le Moine, 1998).....	51
Figure 31 : Transect de mesure, affectation zonale aux sites d'échantillonnage.	52
Figure 32 : Evolution de la température sur le banc de Ronce Perquis autour de la pleine mer (24 juin 1999).	54

Figure 33 : Evolution de la fluorimétrie sur le banc de Ronce Perquis autour de la pleine mer (24 juin)	55
Figure 34 d'après Lazure et al., 2008 : Critère de Simpson and Hunter (1974) en échelle logarithmique	58
Figure 35 : Fluorimètre Turner C3 gréé de ses stabilisateurs	59
Figure 36 : Transect d'acquisition (bleu clair le 02/07/2013) au Nord Ouest de l'Ile d'Oléron; l'aplats coloré représente l'indice de Simpson et Hunter de probabilité de stratification de la masse d'eau (d'après Lazure, 2008).	60
Figure 37 : Données BD TOPO Pays de l'Institut Géographique National (IGN)	63
Figure 38 : Données Bathymétriques (IGN et IFREMER)	63
Figure 39 : Application des données de modèles écophysiological de filtration des huîtres : temps nécessaire aux animaux pour filtration totale de la claire.....	64
Figure 40. Variables utilisées pour la modélisation : Evolution saisonnière des poids totaux et poids secs des moules et huîtres.....	67
Figure 41. Matières en suspension minérales et organiques (moyennes mensuelles de base Razlec entre 1977 et 2008).....	68
Figure 42. Modèles de consommation huîtres et moules (animaux standards de 0,5 g de poids sec).	69
Figure 43. Résultats des simulations	70
Figure 44. Consommation et ingestion comparées d'une huître standard (0,5 g de poids sec).71	
Figure 45. Origine de la ressource chlorophyllienne théoriquement disponible pour les bivalves (en tonnes de chlorophylle a par an) (d'après Struski, 2005).	72
Figure 46 : Exemples de variables descriptives et physiques	76
Figure 47 : Pourcentage d'immersion du bassin de Marennes-Oléron sur fond bathymétrique	77
Figure 48 : Parcelles ostréicoles de Marennes Oléron :salinité moyenne (classée en écarts type).....	78
Figure 49 . Dépendance moyenne des parcelles dans le Bassin de Marennes-Oléron (écart type).....	79
Figure 50. Rendements mensuels (DDTM) et dépendance moyenne (IFREMER)	80
Figure 51: Rendements moyens estimés par parcelle (classement en demi écarts-type, les parcelles hors légende représentent les zones de captage et de dépôts et sont hors analyse).....	84

Introduction

Introduction sur l'utilisation actuelle des SIG en aquaculture en incluant les dimensions de la gestion intégrée de la bande côtière, de la planification spatiale marine et de la réglementation pour développer des outils d'aide à la décision.

Mots clés : SIG, aquaculture, gestion intégrée de la bande côtière, gestion des interactions aquaculture-environnement, Planification Spatiale marine

Introduction on the current use of GIS in Aquaculture including the ICZM and MSP dimensions and regulations to develop management tools to facilitate decision-making

Keywords : GIS, Aquaculture, Integrated Coastal Zone Management, environment-aquaculture management, Marine spatial planning (MSP)

L'aquaculture terrestre et côtière voit son développement s'accélérer en réponse à une demande alimentaire croissante et une stagnation des productions halieutiques (FAO, 2004 ; FAO, 2012). Au niveau mondial, la FAO anticipait dans les années 2000 une augmentation de la consommation individuelle de produits aquatiques de 16 à 20Kg/an en 2030, consommation qui se situe déjà en 2009 à 18,6Kg/habitant. La production mondiale de la pêche plafonne aux alentours de 80 M tonnes depuis la fin des années 1980. La récente conférence des Nations Unies « RIO+20 » sur le développement durable a conforté ces besoins d'une source d'alimentation à caractère durable et optimisée.

Au niveau européen, une stratégie de développement durable de l'aquaculture a été élaborée en 2000 (COM-2000-511 Final), révisée en 2009 (COM 2009-162 Final-SEC 453 & 459)¹ pour dynamiser ses productions. Cependant, ce développement de l'aquaculture est accompagné de questions relatives au caractère "durable" de cette activité (coûts environnementaux, coûts/bénéfices, bilans carbonés, interactions pêcheries minotières - alimentation aquacole- questions institutionnelles et réglementaires) (cf. Black, 2001 ; Naylor et al., 2000 ; Lazard et al., 2011 ; Marine Aquaculture Task Force 2007²). Les démarches actuelles au niveau des pays membres et de l'Union Européenne tendent vers des procédures et guides de bonnes pratiques (e.g. projet européen CONSENSUS ; http://ec.europa.eu/research/social-sciences/projects/360_en.html).

La dimension spatiale est essentielle dans les projets aquacoles, notamment au regard des questions liées à l'accessibilité et le choix des sites, comme la compétition entre les différents usagers. Les difficultés d'accession aux espaces sont considérées comme un des principaux freins au développement de l'aquaculture européenne (UE, COM 2009 162). Pour ces raisons, la sélection et la planification des développements aquacoles sont maintenant fréquemment établies dans le cadre d'une démarche intégrée de la bande côtière (EU COM 2000-547 Final), d'une démarche de planification spatiale (UNESCO, MSP Guide 2009 ; UE, COM

¹ EU, 2009. Building a sustainable future for aquaculture – A new impetus for the strategy for the sustainable development of European Aquaculture COM/2009/0162 final/ 15p.

² Sustainable marine aquaculture : fulfilling the promise ; managing the risks, 142p. http://www.pewtrusts.org/uploadedFiles/wwwpewtrustsorg/Reports/Protecting_ocean_life/Sustainable_Marine_Aquaculture_final_1_07.pdf

2008-791 Final³) considérée comme une étape cruciale pour une gestion par approche écosystémique (Douvere, 2008) et de développement durable (ICES Code of Practices, 2004; FAO Code of Responsible Fisheries, 1995).

Ceci est particulièrement vrai pour des filières de production extensive nécessitant de grandes surfaces d'exploitation afin d'établir des rentabilités économiques intéressantes (e.g. conchyliculture).

S'il est nécessaire de sélectionner des sites potentiels pour l'aquaculture en fonction des besoins biologiques des espèces d'élevages, il est tout aussi important de limiter l'impact de celles-ci sur l'environnement comme sur les autres usages concurrentiels des zones.

Dans ce contexte, le développement d'outils d'aides à la décision est particulièrement important : les Systèmes d'Informations Géographiques (SIG / GIS) s'inscrivent comme un des outils facilitant la décision, grâce à son caractère transversal et interdisciplinaire et la mise en commun, le croisement d'informations de toute nature sous réserve qu'elles soient géoréférencées. La synthèse et la visualisation de l'information sont devenues plus aisées grâce au développement de ces outils.

En aquaculture, les données sont issues d'informations réglementaires, de cartes marines et topographiques, de moyens satellitaires, aéronautique, de moyens nautiques utilisant des capteurs hydroacoustiques permettant des relevés bathymétriques de nature de fonds, des capteurs hydrologiques, permettant également l'acquisition de données spatio-temporelles de caractéristiques physico-chimiques. Le couplage de différents capteurs permet l'acquisition simultanée de données de positionnement (GPS), hydrologique comme bathymétrie. Les capacités internes des SIG facilitent des calculs de modélisation dont les statistiques spatialisées. Le couplage avec des modèles externes comme des modèles numériques de courantologie (2D & 3D) et de marée, des modèles d'écophysiologie des espèces aquacoles, de capacité trophique et de fonctionnement d'écosystèmes permettent une vision dynamique des processus en facilitant les capacités de simulation prévisionnelles.

L'utilisation des SIG en aquaculture est relativement récente et remonte aux années 1980 montrant un essor très important sur les 30 dernières années.

Le développement et l'intérêt de l'utilisation des SIG en aquaculture sont démontrés par de nombreuses conférences tant sur l'aménagement intégré de la bande côtière qu'en aquaculture (FAO-CIHEAM-INRH, 1999 ; EAS, Second Conference 2001, 2002 ; biennial CoastGis conferences <http://coinatlantic.ca/index.php/coastgis-2013/>), 'Sixth International Symposium on GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences (2012)' (<http://www.aquabio.com.br/noticia/sixth-international-symposium-on-gisspatial-analyses-in-fishery-and-aquatic-sciences>).

L'utilisation croissante des SIG à des fins de sélection de sites et de planification est observable au niveau de ces conférences comme des publications relatives à cet outil SIG (cf document synthèse bibliographique- Annexe 1). Leur utilisation en soutien aux décisions d'aménagement spatialisé s'est accrue lors de ces dernières années après un démarrage assez lent et est rentrée depuis les années 1995 dans une « ère d'exploitation massive » (Nath et al., 2000 ; Mark et al., 2007 ; Meaden and Aguilar-Manjarrez, 2013). Des plateformes web d'applications d'utilisation de données géoréférencées se développent par ailleurs telle que Geonetwork (FAO) (<http://www.fao.org/geonetwork/>).

³ ; EU Marine Strategy ; EU Green Paper : Toward a future maritime policy for the Union : a European vision for the Oceans and the Seas

Plusieurs synthèses bibliographiques sur l'utilisation des SIG en aquaculture ont été effectuées notamment par Aguilar-Manjarrez J. (1996), Nath et al. (2000), Kapetsky & Aguilar-Manjarrez (2002, 2010), Meaden and Aguilar-Manjarrez (2013). Ces synthèses précisent les domaines d'applications des SIG en aquaculture, notamment dans le secteur de la formation, du développement aquacole (potentialité de site, planification stratégique, évaluation des impacts aquacoles) et des systèmes d'informations basés sur le Web (AQUAGIS 2003) comme dans la gestion de l'aquaculture et de la planification multisectorielle.

Il est important de noter que les résultats de l'utilisation des SIG se concrétise par la production de **cartes**, que cela soit pour l'optimisation de la sélection des sites aquacoles potentiels, de la limitation de l'impact sur l'environnement, pour visualiser les aspects réglementaires comme les modèles d'écosystèmes et de planification.

Si l'utilisation de ces cartes permet une meilleure accessibilité à l'information synthétisée et se trouve donc très recommandée, des limitations importantes peuvent exister pour leur interprétation notamment du fait :

1. D'une compréhension partielle de la construction de celles-ci, corrélée au fonctionnement propre du SIG,
2. D'un défaut potentiel de pérennisation et de mise à jour des couches d'informations constitutives,
3. D'un déficit d'analyses interdisciplinaires, et de pondération de ces couches d'information.

Tout particulièrement, l'interprétation et la qualité des cartes résultant de la construction d'un SIG (et quel que soit leur qualité intrinsèque) dépendent essentiellement de la qualité des informations injectées dans celui-ci. Le responsable du projet a donc une responsabilité importante dans l'interprétation, l'utilisation des cartes et se doit d'en définir les limites d'usage.

En terme de prospective, le développement des applications des SIG dans le domaine de l'aquaculture peut être considéré comme continu, facilité par le développement parallèle de la technologie des SIG et par les capacités informatiques croissantes. La probable tendance à court terme est son utilisation de plus en plus fréquente dans le domaine de la planification et des systèmes d'aides à la décision. Sur le plan scientifique, l'utilisation des SIG se développe particulièrement sur des applications d'analyse multi-critères des variables spatialisées au niveau des zones aquacoles. Ceci est facilité par l'inter-opérabilité accrue avec les bases de données élargies et les couplages avec des modèles opérationnels (e.g., hydrodynamique). Le transfert auprès des décideurs nécessitera des étapes de formation et de compréhension de ces outils afin d'être utilisés en routine dans l'aide aux processus de décision.

Références bibliographiques

Black 2001. Sustainability of aquaculture. In: Environmental impacts of aquaculture. Black (ed.). pp.199-212.

Douvere F., 2008. The importance of marine spatial planning in advancing ecosystem-based sea use management. *Marine Policy*, 32:762-771.

FAO, 2012. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture. Département des pêches et de l'aquaculture de la FAO, 2012 La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture (SOFIA, 2012) : 261 p.

Lazard et al., 2011. Evaluation of aquaculture system sustainability: a methodology and comparative approaches (<http://archimer.ifremer.fr/doc/00051/16203/13696.pdf>).

Marine Aquaculture Task Force, 2007. Sustainable marine aquaculture : fulfilling the promise ; managing the risks. Report, 142p.

Mark D.M., Chrisman, N., Frank, A.U., McHaffie, P.H. & Pickles. J. 1997. The GIS History Project. (www.ncgia.buffalo.edu/gishist/bar_harbor.html).

Meaden G.J. & J. Aguilar-Manjarrez, eds., 2013. Advances in geographic information systems and remote sensing for fisheries and aquaculture FAO Fisheries and Aquaculture Technical Papers, N°552, 452p.

Nath S.S., J.P. Bolet, L.G. Ross, J. Aguilar-Manjarrez, 2000. Application of geographical information systems (GIS) for spatial decision support in aquaculture. *Aquacultural engineering*, 23: 233-278.

Naylor, R.L., Goldberg, R.J., Primavera, J.H., Kautsky, N., Beveridge, M.C.M., Clay, J., Folke, C., Lubchenco, J., Mooney, H. & Troell, M. 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature*, 405: 1017–1024.

UNESCO, 2009. Marine Spatial planning. A step by step approach toward ecosystem-based management. IOC, Manual and Guides N°53, ICAM Dossier N°6, 100p.

Wurtz W.A., 2000. Sustainable aquaculture in the Twenty first century. Review in *Fisheries science*, 8(2):141-150.

Introduction aux Etudes de cas - Applications développées à l'Ifremer :

Un système d'information géographique peut être présenté comme un système cartographique, où divers calques sont superposés les uns sur les autres, dans un référentiel commun les rendant entièrement compatibles les uns avec les autres. Chaque calque, ou couche, est porteur d'informations à la fois cartographiques (graphiques et spatialisées) et de tout autre nature d'attribut, dans une table liée à l'objet graphique (table Dbase sous Arc-View). L'acquisition des données de base des laboratoires conchylicoles, ainsi que leur nature, se prêtent à cet exercice. Cependant, les bases de données afférentes doivent être mises en concordance de format et de référentiel géographique. Le système de projection géographique retenu à l'IFREMER est le Lambert II étendu, qui couvre le territoire français. Il est donc important de sélectionner le référentiel géographique approprié pour chaque pays lors du développement d'applicatifs.

Ces systèmes d'Information Géographique sont donc des systèmes riches et complexes. Ils permettent le croisement d'informations de natures très différentes entre elles, et donc des calculs et analyses spatialisés à critères multiples. Ces propriétés en font un outil d'analyse et d'aide à la décision très efficace, et communiquant de par ses capacités cartographiques.

Le SIG retenu par l'IFREMER est le logiciel le plus utilisé mondialement sur PC, Arc-GIS, conçu par ESRI. La généralisation des outils SIG depuis la fin des années 1990 a permis l'accessibilité à des outils libres d'utilisation en Open Access sur Internet tel que Quantum GIS : QGIS (<http://www.qgis.org/en/site/>).

Une des difficultés de la construction d'un SIG réside dans le partage et la gestion des couches d'information par nature issues de différents partenaires institutionnel, administratifs, professionnels (aquaculture), et scientifiques. Le challenge se situe dans cette mise en commun des informations et la réalisation des accords partenariaux nécessaires sur les droits d'usage et de propriété intellectuelle liés à ces informations.

Dans les cas d'études présentés, le montage a été rendu possible par un partenariat multipartite : 1) Administration des Affaires Maritimes, en charge par l'Etat de la gestion du Domaine Public Maritime français (gestion des concessions, Commission des Cultures Marines, Schéma des Structures) ; Direction Départementale de l'Equipement en charge des relevés bathymétriques côtiers ; du service Hydrographique de la Marine, en charge des cartes hydrographiques ; des Professionnels de la Conchyliculture; des scientifiques (Université, CNRS, équipes Ifremer) dans l'ensemble de leurs composantes aquacoles, engineering, applications opérationnelles.

A. Sélection de sites

1 Recherche de zones potentielles de culture d'huîtres en eau profonde (Sillage, 1997)

Site selection for deepwater oyster culture in Marennes Oléron Bay

Les réseaux nationaux de suivi conchylicoles IFREMER montrent depuis plusieurs années un déficit de croissance et des rendements biologiques sur le secteur régional de Poitou-Charentes, de façon inférieure à la moyenne nationale (Réseau National REMORA, <http://www.ifremer.fr/>), Observatoire National Conchylicole RESCO http://wwwz.ifremer.fr/observatoire_conchylicole). Les capacités trophiques du système d'élevage intertidal semblent déséquilibrées par rapport aux charges biologiques en élevage (surstockage). Ce phénomène semble dû principalement à des densités localement trop élevées sur les estrans.

Ce phénomène engendre une augmentation du coût de production, aggravée par des contraintes zootechniques régionales : notamment, les installations aquacoles doivent être enlevées en période hivernale afin de lutter contre l'envasement et le captage de moules. Cela induit :

- une compétition inter-bassins défavorable pour Marennes-Oléron,
- des transferts de cheptels d'une région à l'autre
- une diminution du nombre d'entreprises, pour lesquelles la viabilité économique se trouve fragilisée.

En conséquence, le Comité Régional de la Conchyliculture de Poitou-Charentes (organisations professionnelles), a demandé à l'IFREMER d'étudier les possibilités de culture d'huîtres en eaux profondes sur le domaine public maritime à des fins de diversification et de reconquête de la rentabilité.

La première étude au moyen du SIG a été réalisée par le groupe IFREMER Sillage (Durand et al., 1994 ; Sillage, 1997), afin de déterminer les potentialités régionales au niveau de l'espace, de ce type de cultures. La multiplicité des intervenants et l'éventualité de conflits d'usages a rendu nécessaire une analyse délicate, à critères multiples, de types et de natures différents. L'utilisation du SIG, outre la puissance de l'analyse spatiale, a permis de mieux visualiser, et par là même d'informer les différents acteurs du projet.

a. Critères d'analyse et codification

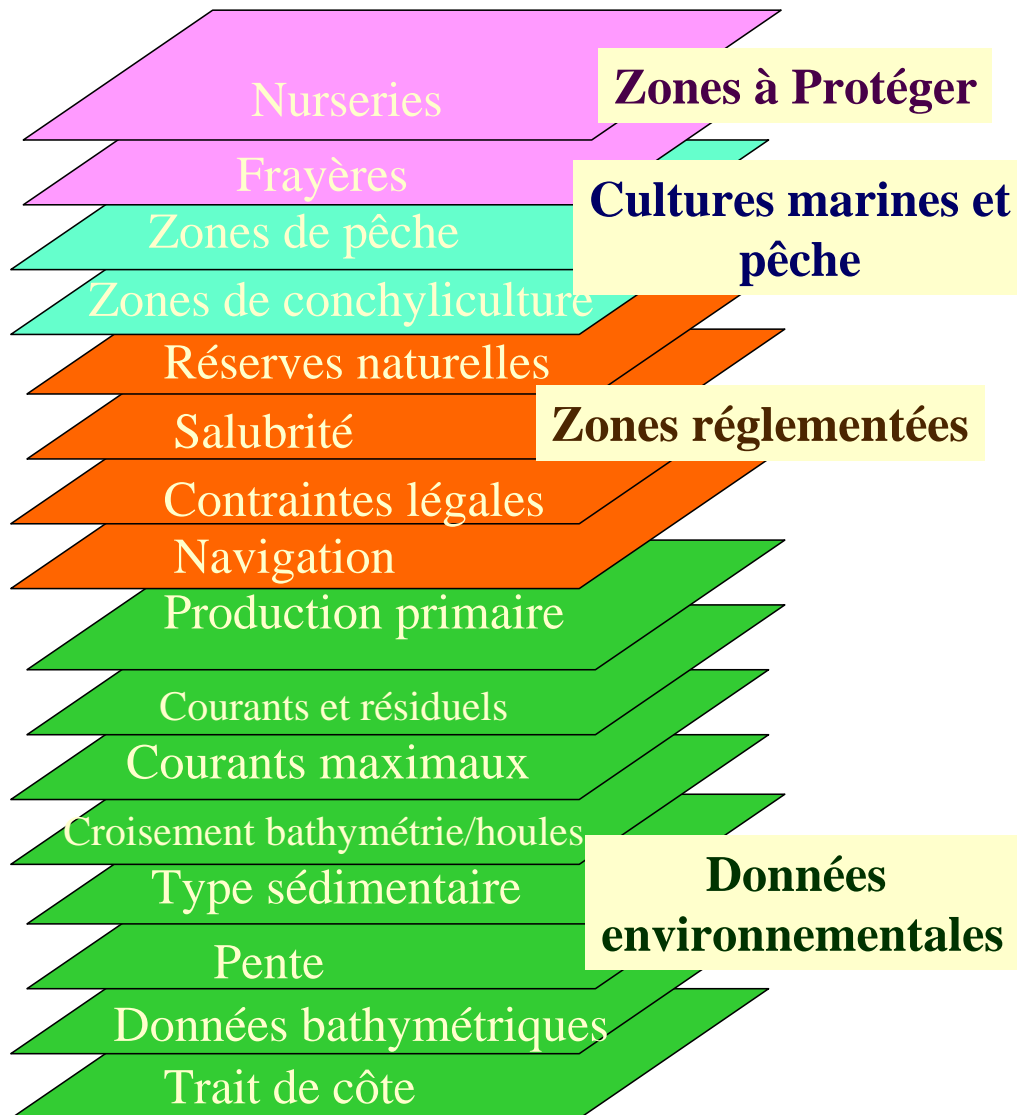


Figure 1: Couches d'informations prises en compte pour la sélection sous SIG des zones potentielles en vue de la culture en eau profonde (Sillage, 1997).

Figure 2 : Codage des variables utilisées pour l'analyse spatiale.

Thématiques	Critères/ contraintes	Zones à exclure	Défavorable	Couche neutre	Favorable	Très favorable
	"note"	99	-1	0	1	2
Paramètres du milieu						
<i>Bathymétrie</i>	4 < Z < 25 m				+	
	Z < 4 m	+				
	25 m < Z	+				
<i>Pente</i>	> 2 %			+		
	< 2 %				+	
<i>Type de fond</i>	Vases/sables-vaseux				+	
	Graviers/sables		+			
	Roches	+				
<i>Bathymétrie (Z) et Houle (H)</i>	4 m < Z et H < 2,5 m				+	
	10 m < Z et H < 4 m			+		
	15 m < Z et toutes H		+			
	Autres conditions		+			
<i>Courant maximum</i>	< 1 m/s				+	
	> 1 m/s			+		
<i>Courant résiduel</i>	Vers le large					+
	Intermédiaire				+	
	Vers le Bassin de Marennes-Oléron		+			
<i>Production primaire</i>	µg/l/an faible <63		+			
	moyenne 63-200			+		
	bonne 200-400				+	
	très bonne >400					+
Zone réglementées						
<i>Navigation</i>	Chenaux	+				
	Absence				+	
<i>Servitude</i>	Câbles sous marins	+				
	absence				+	
<i>Salubrité</i>	Zones portuaires	+				
	Autres zones insalubres		+			
	zone salubre				+	
<i>Réglementation de pêche</i>	Cantonnement de chalut, pétoncles		+			
	Autres				+	
Zones d'intérêt écologique						
<i>Fayères</i>	Toutes espèces		+			
	Absence				+	
<i>Nurseries</i>	Toutes espèces		+			
	Absence				+	
Pêche et cultures marines						
<i>Pêche</i>	Chalut		+			
	Casier, filets			+		
	Absence				+	
<i>Cultures marines</i>	Filières	+				
	Autres	+				

b. Analyse spatiale

Les différentes données nécessaires (figures 1,2 ; tab. 1) ont été structurées en un SIG cohérent pour une analyse spatiale des différentes contraintes et atouts. Leur origine est diversifiée et les formats variés. Les données caractérisant le milieu sont pour la plupart issues de modèles, et sous format raster (grid ESRI). Les autres sont plutôt sous forme de fichiers de couches (shapes arc view), issues des travaux IFREMER ou de la DDAM qui gère le domaine Public Maritime. L'analyse spatialisée sous SIG de ces couches de données, et les requêtes croisant l'information, ont rendu possible un classement des zones en fonction de leurs potentialités.

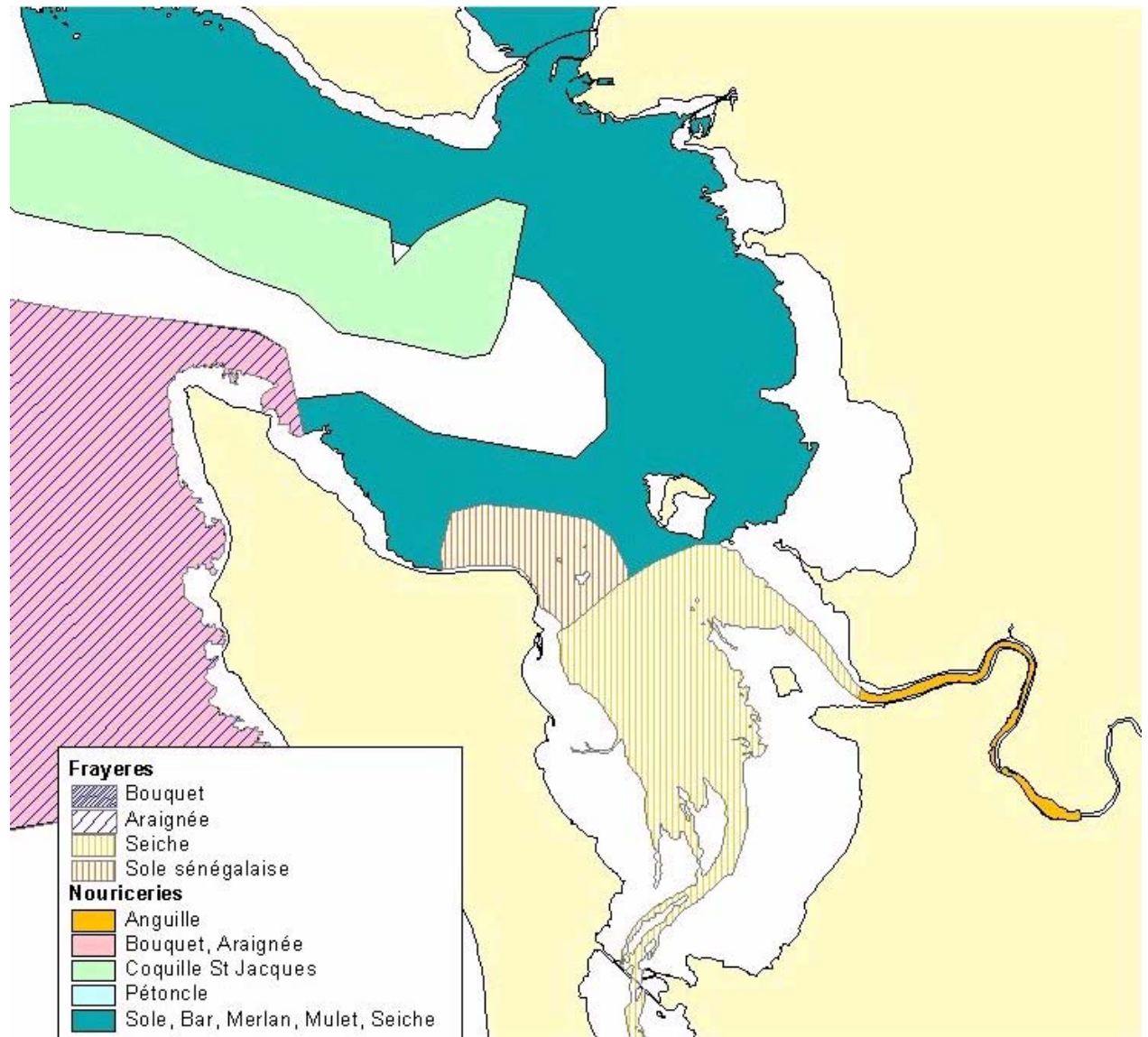


Figure 3: Exemple de couches utilisées nourriceries et frayères.

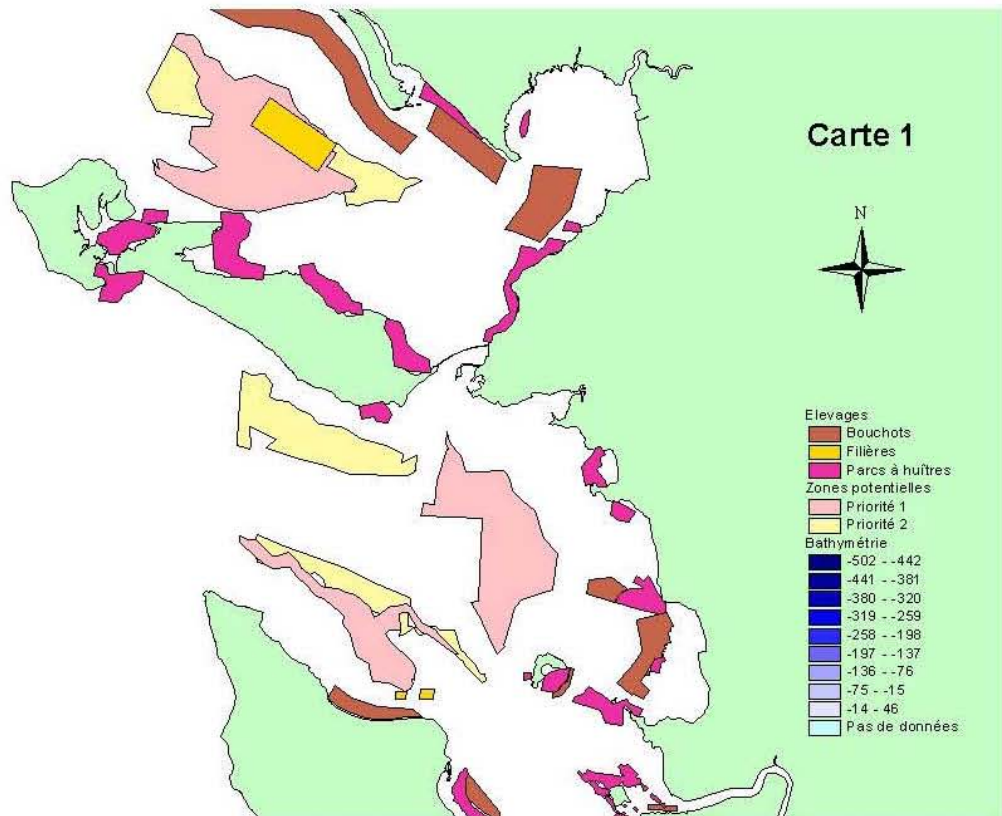
Ce travail représentait une synthèse de l'ensemble des informations disponibles quelque soit leur qualité (ancienneté d'acquisition, finesse de la grille spatiale...).

A noter que la pondération entre les couches d'information est basée sur un critère qualitatif (valeurs discrètes) et un principe linéaire. Pour ces raisons, ce travail préliminaire

nécessitait un affinage des informations et une validation « terrain » des résultats cartographiques, notamment pour certains critères comme le sédiment.

c. Échantillonnage de validation

Afin d'évaluer la capacité du sol à supporter physiquement la charge d'un élevage d'huîtres en eaux profondes, des campagnes d'échantillonnage sédimentaire ont été réalisées (Figures 3 & 4). Les prélèvements de sédiment ont été fait à l'aide d'une benne à mise en œuvre manuelle, et positionnés par GPS. Une série de prélèvements a donc été réalisée dans la zone définie de priorité 1 (fort potentiel).



Culture d'huîtres en eau profonde : zones potentielles



Points d'échantillonnage de sédiment

Figure 4 Identification des zones d'intérêt aquacole et des points d'échantillonnage sédimentaire

Des prélèvements de macrofaune benthique ont été également réalisés afin de caractériser le peuplement et sa répartition sur le fond. Les échantillons de sédiment prélevés dans la benne ont été pesés, puis séchés à l'étuve avant l'estimation du poids sec. Il est alors possible de calculer la rigidité du sol, et donc d'estimer sa portance (Figure 5). La rigidité des sédiments autorise, comme le montrent ces données, des charges de 25 à 147 kg/m², et sont donc compatibles avec les semis d'huîtres envisagés, qui n'excèdent pas 1 kg au m². Le SIG embarqué a été utilisé pour l'enregistrement précis de la position des points de prélèvement de sédiment, mais également pour celui de la hauteur d'eau en continu.

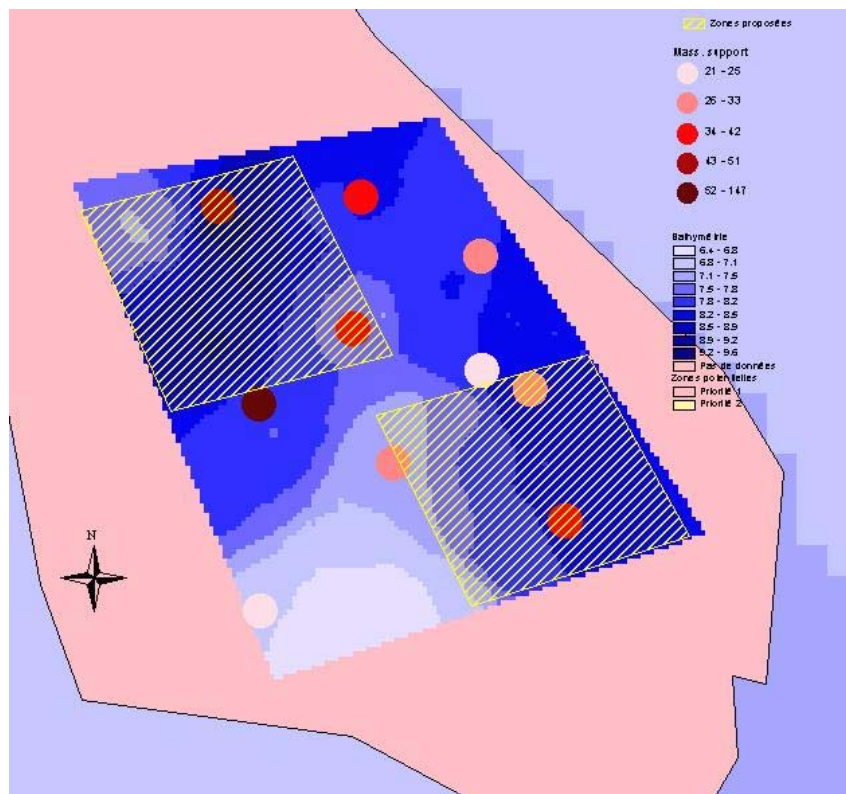


Figure 5. Etude de la portance du sol en vue de la culture d'huître en eau profonde.

Celui-ci permet de vérifier finement la bathymétrie des lieux, après correction de la hauteur d'eau en fonction de l'heure de la marée. Une interpolation permet de transformer ces données d'une trame de points à une « nappe » continue (raster) (Figure 5).

2. Analyse multi-critères spatialisée des superficies potentiellement exploitables pour les semis contrôlés des pétoncles géants *Placopecten magellanicus*, sur la côte Est de l'île de Miquelon (Atlantique Nord Ouest)

Depuis les années 1970, les potentialités aquacoles de l'archipel de Saint Pierre et Miquelon ont fait l'objet d'études utilisant diverses techniques d'élevage et espèces. La dernière espèce faisant l'objet de telles études est le pétoncle géant, *Pecten magellanicus*, déjà élevé avec succès sur les côtes canadiennes.

Dans ce cadre ont été réalisées des campagnes de mesures par la société Envision, agissant pour le compte de l'Ifremer, afin de caractériser les biotopes et habitats sous marins de la zone pré-sélectionnée pour les élevages. Les données ont été acquises par sondeur à balayage acoustique, couplées à un sondeur Géoswath donnant des informations sur la dureté et la rugosité des sols. De la vidéo géolocalisée a été également effectuée pour qualifier les espèces rencontrées sur la zone.

Ces données ont été traitées en géostatistique, avec pour but la cartographie des fonds propices aux élevages, en fonction des modes de pêche choisis.

a. Données sources utilisées

Les données utilisées sont celles acquises lors des campagnes Envision-Ifremer en 2007 et 2011. Une table de correspondance entre les deux campagnes a été fournie par le prestataire, permettant la fusion des palettes de légende des différentes campagnes. Les synthèses géostatistiques fournies couvrent les thématiques biotopes (Figure 6) et habitats (Figure 7) sur la zone côtière de Saint Pierre et Miquelon, allant du Cap de l'Aigle au Nord ($47^{\circ} 10' N$) à la Pointe du Diamant de l'île Saint Pierre ($46^{\circ} 45' N$). Les noms figurants dans la légende sont ceux du fichier source.

Les correspondances de légende ne sont pas totalement homogènes, comme le montre la zone de contact entre les campagnes sur les deux figures, où les correspondances de couleur ne sont pas parfaites.

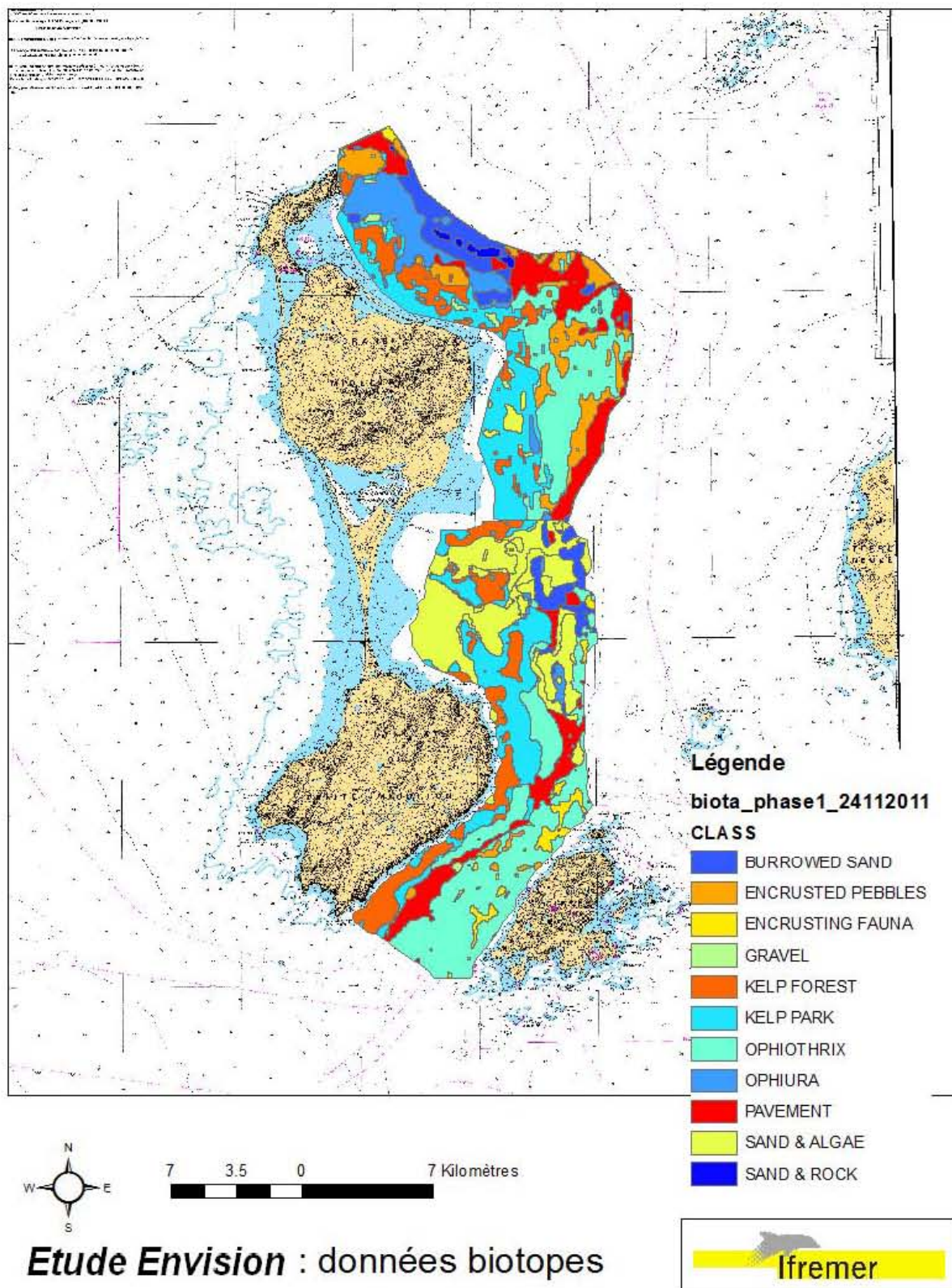


Figure 6. Carte raccordée des données biotopes. Etudes Envision campagnes 2007 et 2011.

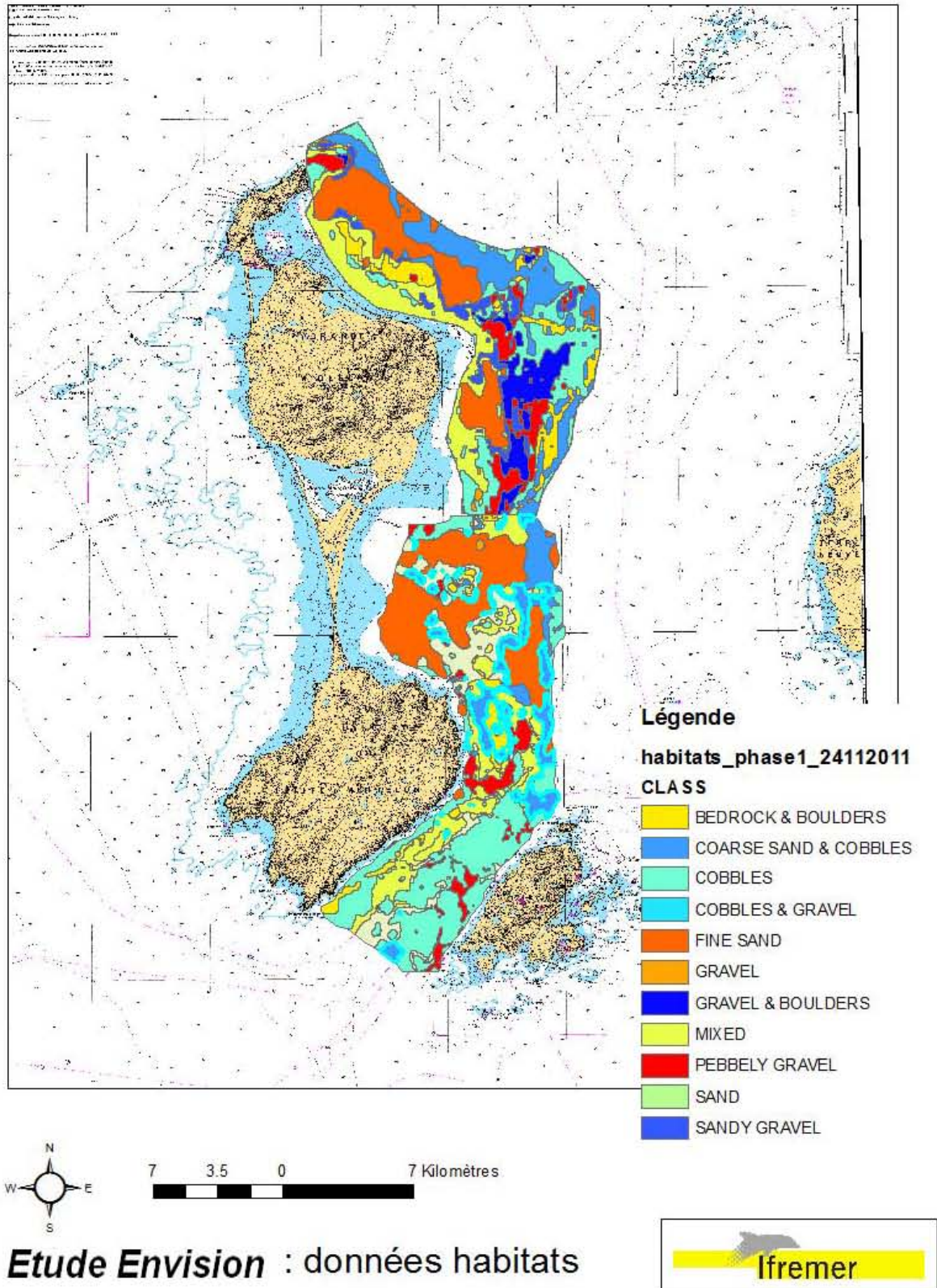


Figure 7. Carte raccordée des données habitats. Etudes Envision campagnes 2007 et 2011.

b. Critères de sélection retenus

A partir des données obtenues lors des deux campagnes de prospection Envision sur la côte Est de l'archipel de Miquelon, un certain nombre de critères ont été définis pour aboutir à l'estimation des surfaces utilisables pour la gestion maîtrisée des semis extensifs de pétoncle géant à des fins d'exploitation commerciale. Ils sont représentés au moyen de cartes de façon à situer la progression qui a amené à la réalisation de la carte de synthèse (Figure 12).

Critères positifs :

Une première sélection est opérée sur le critère "substrat" (Figure 8A) où les fonds sableux et les fonds de sables à galets ont été retenus comme critères positifs. La sélection a été renforcée par les fonds à Ophiures des données Biotopes.

Les fonds sableux sont identifiés comme des fonds adaptés à l'exploitation à la drague à dent, type drague à coquille St Jacques de Saint Briec. Les fonds de "sable à galets" sont adaptés à la drague à chaîne : type New Bedford (Figure 9B).

Les fonds à Ophiures ont déjà été sélectionnés pour les zones de semis actuellement concédées, situées face à la baie de Miquelon côte nord-est de l'île. Ils conviennent parfaitement aux semis de pétoncle géant.

Critères d'exclusion

Les fonds à "Kelp" (« Park et Forest » des données biotopes) algues laminaires importantes n'ont pas été retenus (figure 8B). En effet, la présence de ces algues entraîne l'impossibilité d'exploitation en pêche classique de dragage par chalutier.

De même ont été exclus les fonds d'une bathymétrie supérieure à 70 mètres du fait de leur profondeur difficile à exploiter et moins favorable au développement du pétoncle géant. Il est en effet absent aux profondeurs supérieures à 50 mètres dans l'environnement. Les fonds inférieurs à 15 mètres ont également été exclus car potentiellement sensibles aux perturbations dynamiques engendrées par les vagues et la houle qui peut atteindre 3 à 4 mètres sur cette partie de la côte. Le glissement ou le déplacement des coquilles semées par ce fonctionnement dynamique mettent à mal la notion de gestion et de suivi des zones semées.

Les fonds compris entre – 35 et – 60 mètres sont identifiés comme favorables à une gestion sous forme de sites concédés tel qu'il a été développé au large de la baie de Miquelon. Ce sont des fonds suffisamment profonds qui nécessitent un équipement spécifique de type professionnel.

Parmi les zones identifiées, il nous est apparu peu probable de pouvoir gérer des zones d'une superficie inférieure à 100 ha. Elles ont donc été éliminées des zones exploitables (Figure 9A). Une seule zone a été retenue dans la Baie (zone de chenal entre Saint Pierre et Langlade). Située à la fin de la zone étudiée, cette surface laisse supposer une zone exploitable plus importante.

c. Critères de classification

Zonages bathymétriques (15-35-60 m : très favorables, 60-70m : favorables) (Figures 10A et 10B).

Les zones bathymétriques ont été respectivement définies en zone "très favorable" (15-35 m) et (35-60 m) et en zone "favorable" (60-70m).

La zone 15-35 m est une zone définie comme zone de semis pouvant prendre une modalité gestion d'exploitation collective. D'un accès plus facile du fait de la profondeur, il se peut toutefois que la distribution des prédateurs soit corrélée à la bathymétrie. La profondeur correspond également à la ceinture de développement du Kelp. Cette possibilité de développement peut être un problème dans la gestion des semis, les coquilles pouvant servir de support à cette algue. C'est néanmoins une profondeur très favorable, dans des masses d'eau moins profondes et plus favorables à la croissance grâce à une concentration en phytoplancton plus importante.

La zone 35-60 m est au delà de la zone de développement du Kelp. Considérant la profondeur, les chalutiers doivent posséder un équipement de pêche spécifique. La zone 60 – 70 m est une extension de la précédente. Elle permettrait d'élargir le potentiel de zone de semis exploitable. Cependant la pêche à cette profondeur est plus difficile et la croissance pourrait être ralentie par une disponibilité en nourriture limitée, du fait de la présence d'une thermocline limitant le développement du phytoplancton.

Les cartes présentées décrivent les démarches successives de sélection opérées :

Une fois les critères déterminés, les résultats des deux campagnes ont été fusionnés par thématique sur les variables choisies : nature de fonds favorables (fig. 8A), ou zones exclues par la présence de Kelp (fig. 8B).

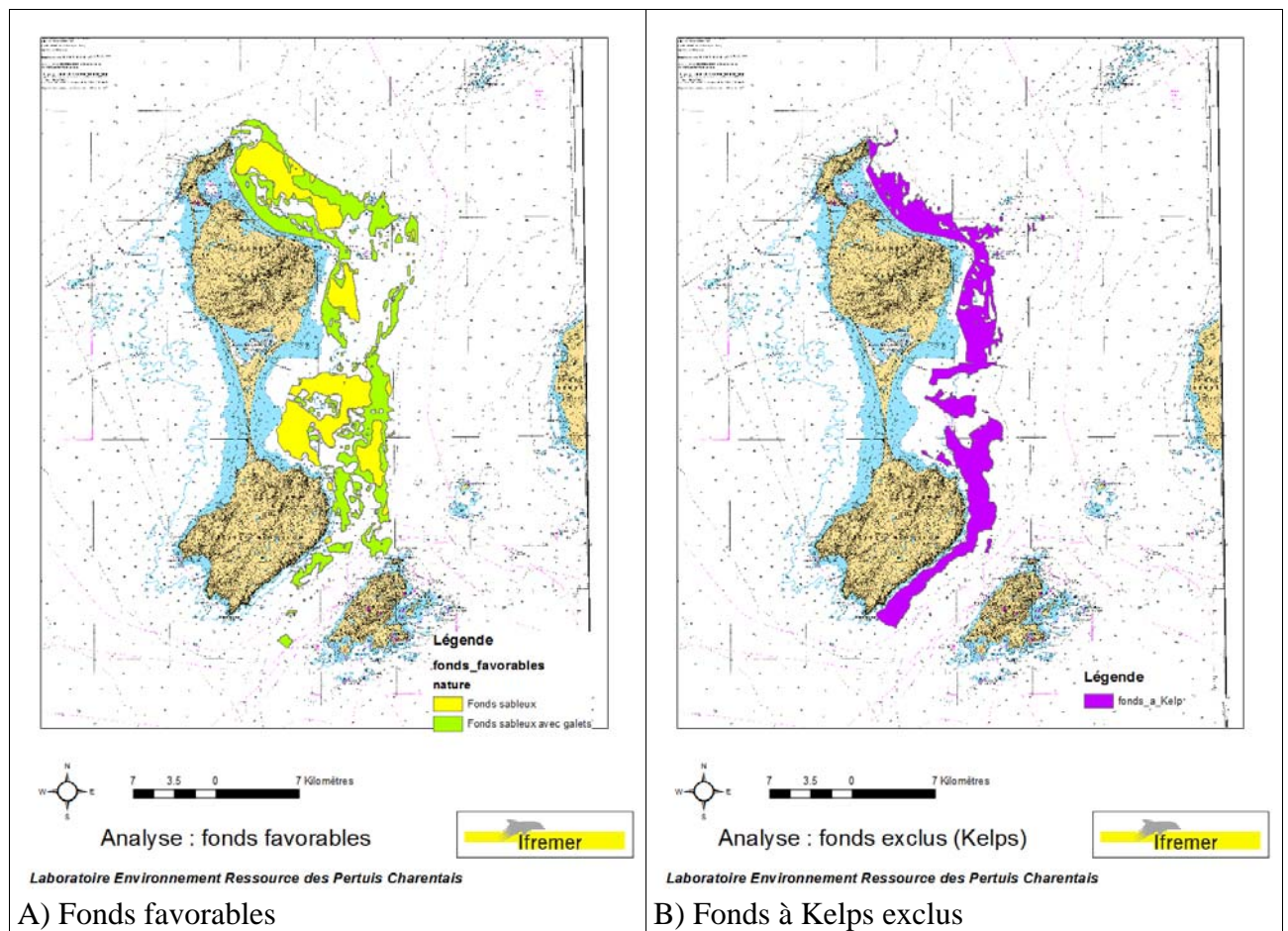


Figure 8. Fonds favorables et à exclure

Une intersection a ensuite été faite entre les zones favorables ou à exclure, en fonction des critères de "biotopes" ou "habitats" pour obtenir un premier niveau de zones favorables, avec différentes natures de fonds. Les zones favorables de superficie trop faible pour être exploitées (< 100 ha.) ont été éliminées pour ne conserver que les zones favorables exploitables (Figure 9A).

Un attribut de faisabilité de technique de pêche a ensuite été défini et renseigné (Figure 9B).

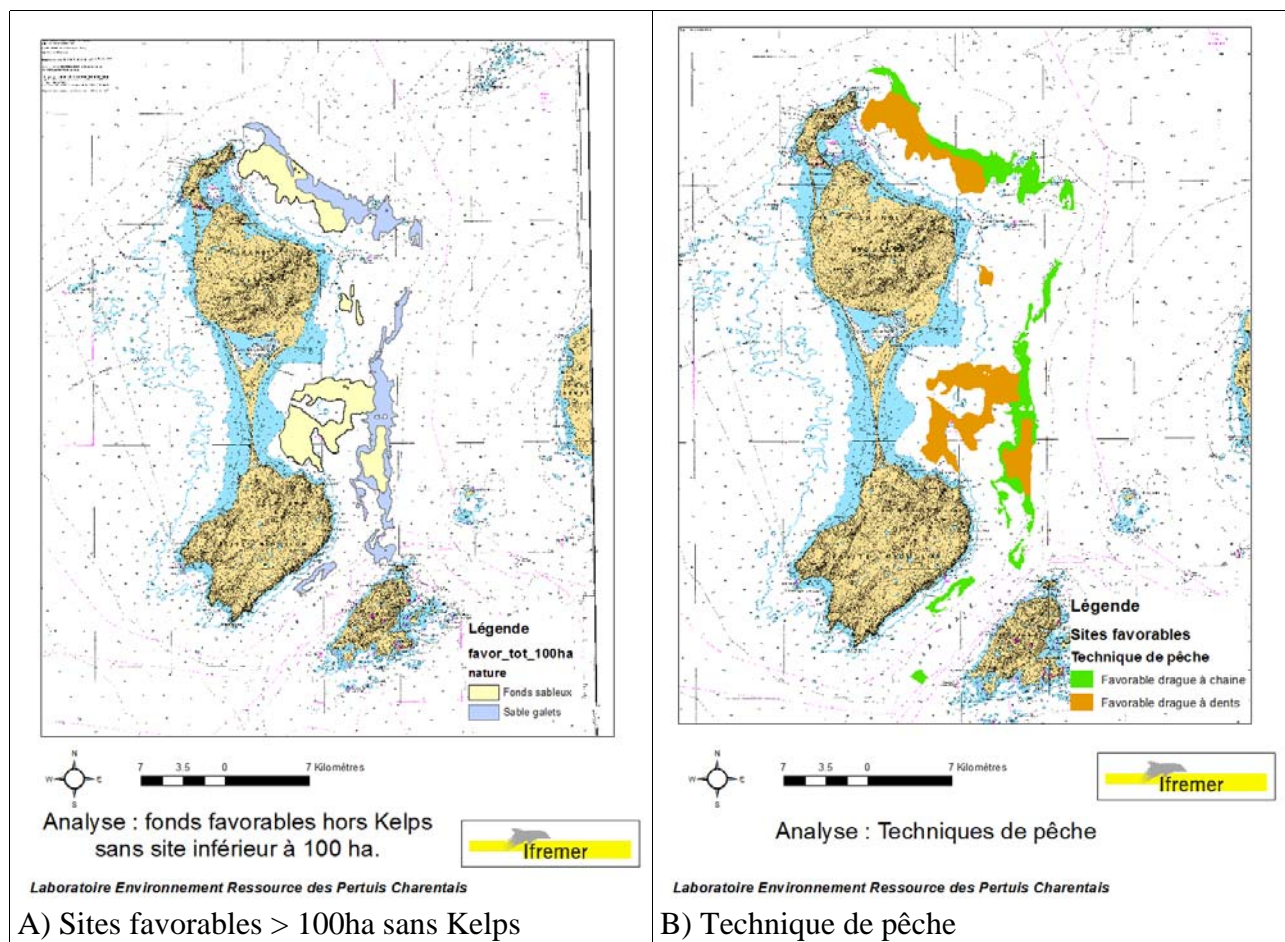


Figure 9. Zones favorables et exploitables, et technique de pêche possible en fonction de la nature des fonds

L'emprise de bathymétrie compatible avec l'élevage (entre -15 m. et -70 m.) a ensuite été sélectionnée (fig. 10A). Le zonage des potentialités en fonction de la bathymétrie en a été extrait et vectorisé (fig. 10B), pour rendre le format et le traitement compatible avec celui des autres données.

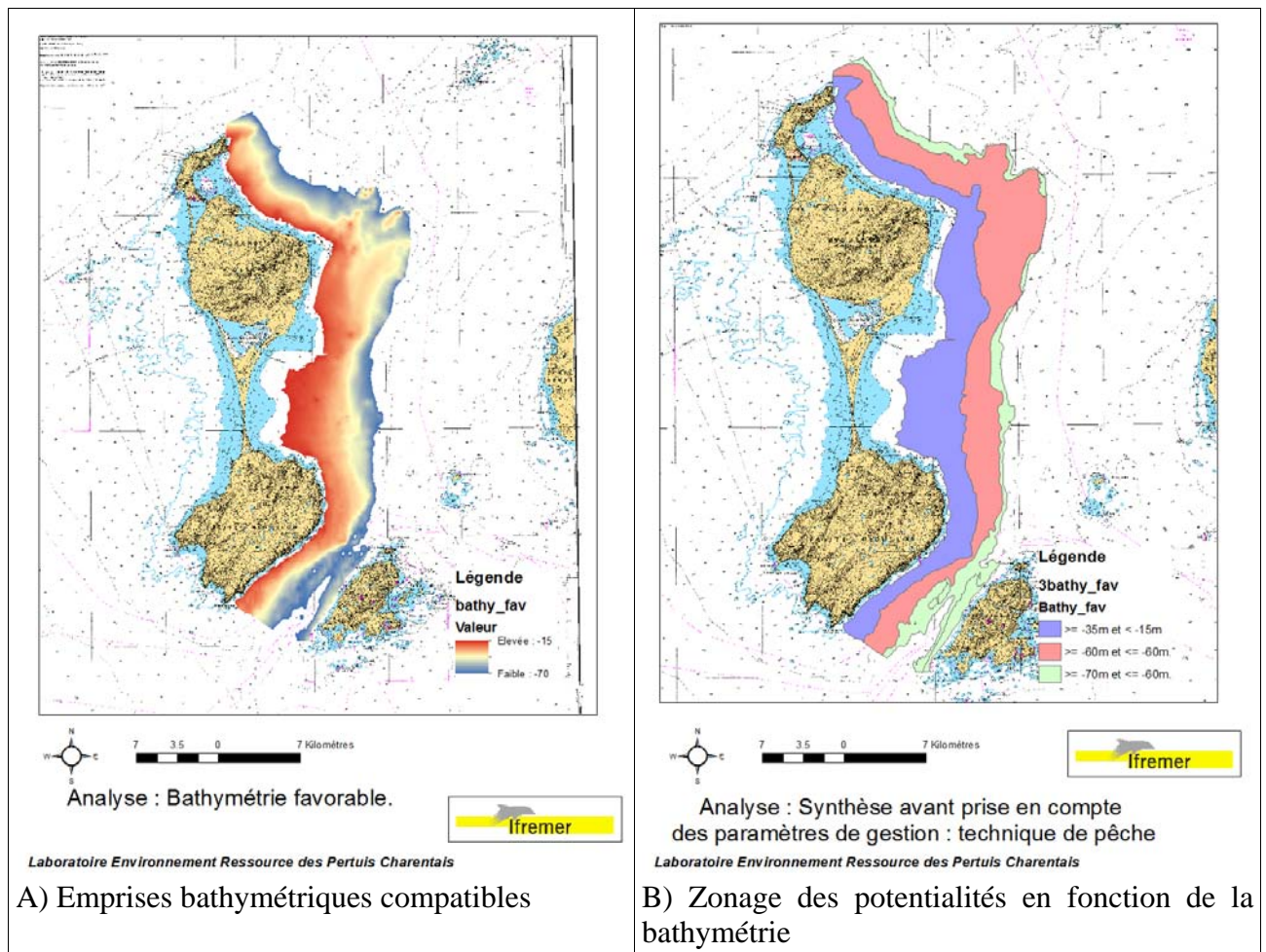


Figure 10. Traitement des données bathymétriques.

Les zonages favorables ont ensuite été croisés avec les zones potentielles déterminées par la bathymétrie. Cette étape permet d'affiner d'une part le type de zootechnie applicable dans la zone (fig. 11A), et d'autre part la durée de rotation des élevages, dépendante de la bathymétrie par son influence sur la productivité primaire (fig. 11B).

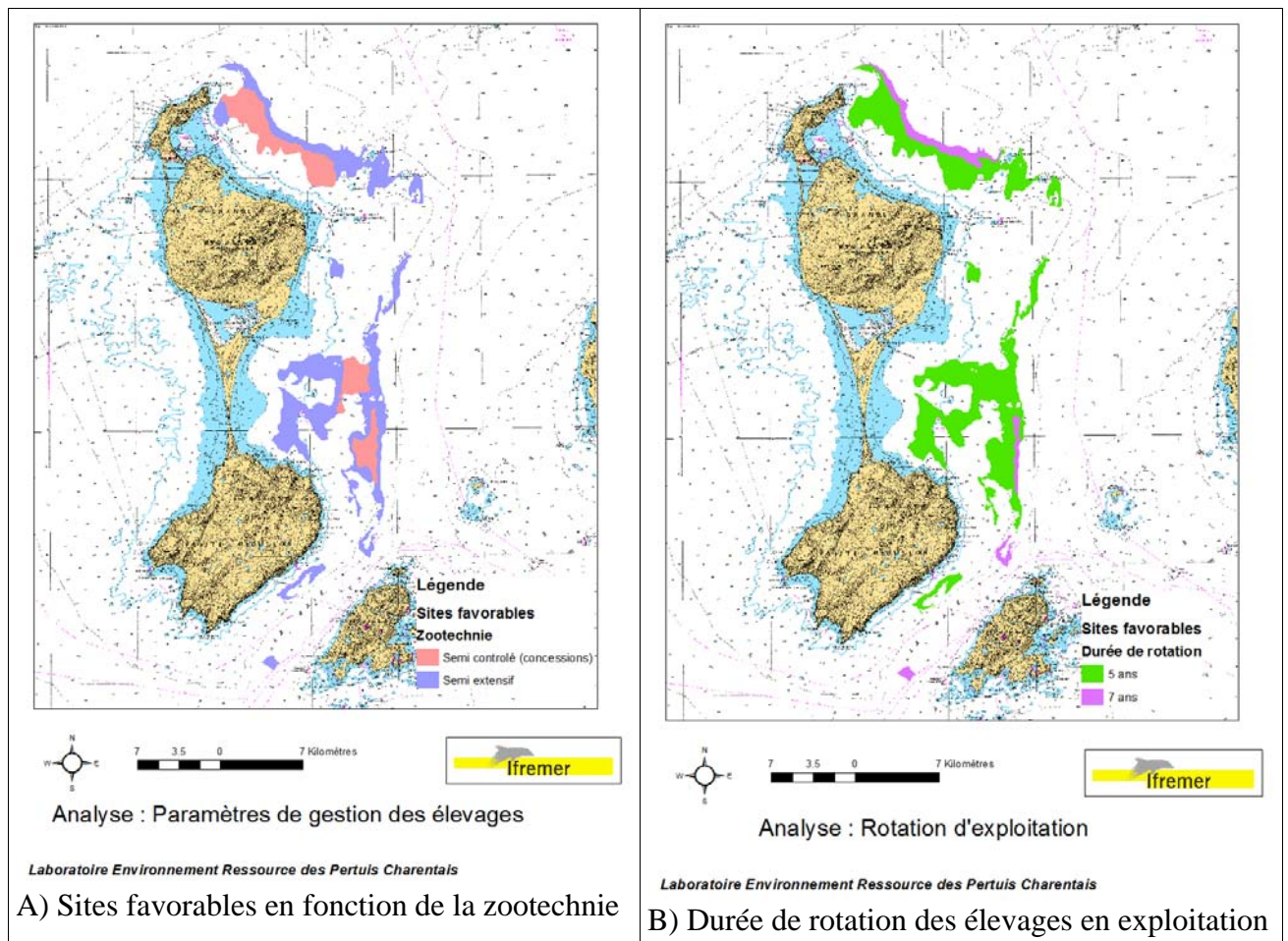
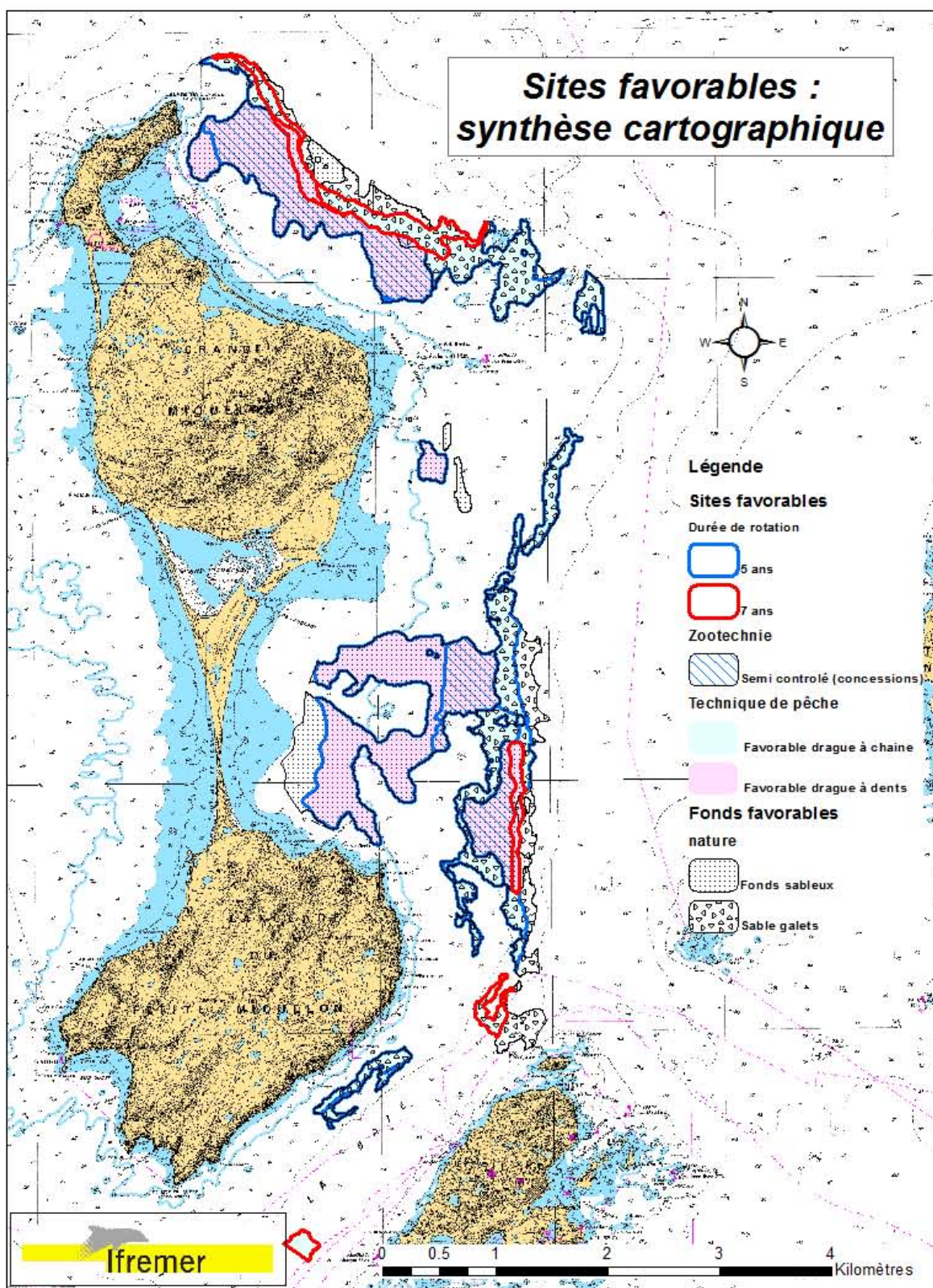


Figure 11. Caractérisation de la zootéchnie applicable et de la durée de rotation des élevages.

L'ensemble des résultats obtenus est résumé dans la carte de synthèse (Figure 12).

La carte représente :

- 1- l'ensemble sédimentaire favorable : soit les fonds "sableux", soit les fonds "sable galets"
- 2- les profondeurs d'élevage au contour surligné en bleu pour des cycles de production de l'ordre de 5 ans et en rouge pour un cycle de production de l'ordre de 7 ans.
- 3- les techniques de pêche adaptées au sédiment présent : drague à dent sur fond sableux (rose), drague à chaîne sur fond sable galets (bleu clair)
- 4- les zones potentielles à gestion concédée en hachuré bleu



Laboratoire Environnement Ressource des Pertuis Charentais

Figure 12. Synthèse des résultats de l'analyse multicritère

A partir de la sélection réalisée en figure 12, il est possible de calculer les surfaces disponibles par zone. Quatre zones sont identifiées la zone Nord entre le cap Miquelon et les Rochers de l'Est (pointe aux Soldats), la zone Centre de la pointe aux Soldats à la pointe aux Alouettes (au nord du goulet du Grand Barachois), la zone Sud de la pointe aux Alouettes à la pointe de l'Anse de la Gazelle (entrée de la Baie). La zone Sud Baie représente le goulet entre Saint Pierre et Langlade.

Le tableau 1 représente les différentes superficies calculées par zone, par profondeur d'exploitation et par technique de pêche.

Tableau 1: Superficies en ha dans les différentes zones

Zootechne	Periode de croissance (an)	Bathymétrie	Type d'exploitation pour la pêche	Zone Centre	Zone Nord	Zone Sud	Zone Sud Baie
Semi contrôlé	5	>= -35m et <= -60m.	drague à dents		1562	1008	
Semi "extensif"	5	>= -35m et < -15m	drague à chaîne			17	156
			drague à dents	113	163	1867	
	7	>= -70m et <= -60m	drague à chaîne	760	938	707	
			drague à dents		525		190
				141	182		

En résumé, le tableau 2 récapitule les surfaces globalement exploitables soit 8328 hectares au total. Dont 5035 ha plus favorablement identifiés sur des fonds de sable et 2570 ha dans des zones où les concessions seraient plus facilement protégées.

Tableau 2: Surfaces exploitables (ha) pour les semis de pétoncle géant sur la côte Est de Miquelon Langlade

	toutes zones	zone 35-60	zone 15-35	zone 60-70
drague à dent	5035	2570	2143	323
drague à chaîne	3293	2405	173	715
total	8328	4975	2316	1037

B. Evaluation des stocks conchylicoles élevés ou sauvages

Shellfish stock assessment (reared and wild populations)

La connaissance des stocks en élevage est un élément important de gestion de la ressource. L'appréciation de l'adéquation entre la disponibilité trophique du milieu et la biomasse d'animaux filtreurs rend ces évaluations indispensables, et tout particulièrement dans des bassins conchylicoles à fort niveau de biomasse. Dans le cadre de la gestion des écosystèmes conchylicoles côtiers, le stock en place est donc un élément clé, ainsi que sa variabilité spatiale.

Les données de biomasses en élevage sont en principe acquises tous les cinq ans, avec le concours de l'organisation professionnelle (Comité Régional Conchylicole de Poitou-Charentes).

1. Elevages de moules : protocole expérimental d'évaluation des stocks.

Les élevages de moules dans les Pertuis charentais sont principalement basés sur une technique en bouchot, c.a.d., des lignes de pieux en bois enfouis dans le sédiment sur lesquels les moules (en filet) sont réparties afin de faciliter les croissance et survie.

La méthode d'évaluation a été mise au point par Mazurié et Dardignac Corbeil en 1988. C'est en fait une estimation volumétrique du stock par bouchot. Les paramètres mesurés pour cela sont le nombre de pieux garnis, la hauteur moyenne de moule par pieu, et la surface moyenne de moules autour du pieu. Ce dernier paramètre est obtenu par différence de la section totale (pieu + moules) et une section moyenne de pieu vide. Le nombre de pieux vides est également noté pour obtenir un taux d'occupation.

Ces auteurs ont montré que « la meilleure stratégie d'évaluation de ces trois composantes était un échantillonnage stratifié à trois niveaux (nombre de pieux, hauteurs garnies, sections). L'optimisation a conduit à ne retenir qu'une hauteur de pieu par bouchot et une seule section sur ce pieu, mais à échantillonner le plus grand nombre de bouchots possible ».

De fortes variations de stocks peuvent intervenir au cours de la période d'étude. Il apparaît donc nécessaire de faire cette estimation des stocks en élevage en période de faible croissance, soit en hiver. Il s'agit de la période où le stock en élevage est minimal, contrairement aux évaluations de stocks d'huîtres (en été) où la biomasse présente est maximale.

Le protocole se déroule en plusieurs phases :

a. Tirage aléatoire des points d'échantillonnage :

Toutes les mesures seront réalisées sur les pieux les plus proches de ces points. Ce tirage est réalisé sous SIG. Il ne nécessite qu'une enveloppe globale de la strate d'échantillonnage géoréférencée (Figure 13). Celle-ci a été réalisée en Charente Maritime par numérisation sur une base d'orthophotographies de référence fournies par le Ministère et les services d'aménagement du territoire. La pression d'échantillonnage (nombre de points à tirer par unité de surface échantillonnée) est estimée en fonction des données précédemment acquises sur les zones d'élevage, à savoir la variabilité des populations (de moules et de pieux) et les taux

d'occupation (pourcentage de la superficie d'utilisation des zones) relevés lors des campagnes précédentes. Plus de 600 points d'échantillonnage ont ainsi été tirés aléatoirement.

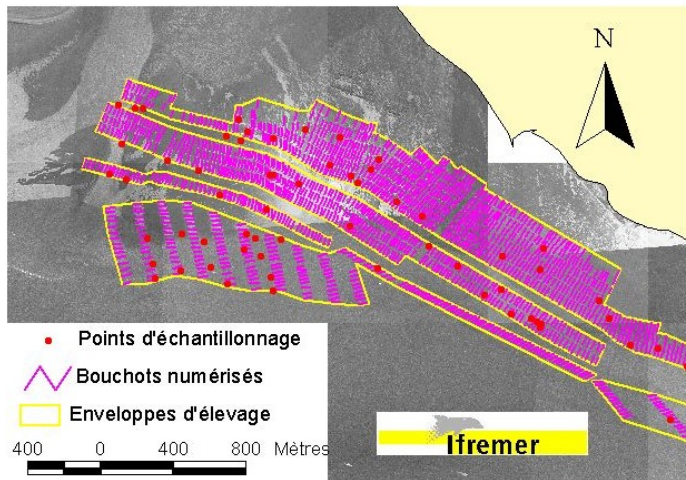


Figure 13: Enveloppes d'élevage, bouchots et points d'échantillonnage 2001.

b. Echantillonnage des moules sur les bouchots :

Chaque point tiré fait l'objet d'un échantillonnage sur le terrain par mensuration (Figure 14).

La mesure des circonférences des pieux, vide et occupée, se fait à l'aide d'un mètre ruban. La houle, souvent active dans les zones de bouchots, rend souvent la mesure délicate. Le fait de n'effectuer cette mesure qu'une fois est un gain de temps appréciable, mais élimine toute possibilité de calcul de variabilité sur la mesure de circonférence du pieu.



Figure 14 : mesures de la circonférence et de la hauteur de moules sur le pieu

Mesure de la hauteur de moule sur le pieu : Elle est réalisée à l'aide d'un Té gradué. Aucune voie d'optimisation n'a été trouvée.

c. Estimation des masses volumiques des populations présentes :

Celle-ci est faite par prélèvement sur chaque pieu échantillonné d'un volume de moules toujours identique. Un volume d'environ 1 litre est suffisant. Dûment répertorié, cet échantillon fera l'objet d'une mesure de poids total au laboratoire afin d'estimer la masse volumique des animaux échantillonnés.

d. Estimation du taux d'occupation :

Elle se fait par comptage de pieux pleins et vides (ou occupés par des cordes de captage), en circulant avec le bateau (chaland) entre les lignes de bouchots. Chaque ligne intégrant le ou les points d'échantillonnage tirés aléatoirement est comptée. Le compte du nombre total de bouchots est obtenu par numérisation des bouchots sur les orthophotographies aériennes. Cette dernière a l'avantage, par rapport au cadastre officiel de représenter une réalité terrain à une date donnée, et supprime les éventuelles erreurs de comptage des bouchots sur le terrain. Le taux d'occupation (proportion des pieux pleins par rapport aux pieux vides, comme des pieux de captage par rapport à l'élevage) peut alors être estimé.

Toutes les informations mesurées (circonférences, hauteurs, masse volumique, nombre de pieux vides et pleins par bouchot) sont saisies dans une base de données sous ACCESS. Sont adjointes dans cette base les données calculées sous SIG (surface des enveloppes, longueur et nombre des bouchots). Un script de calcul automatise les calculs de volume et poids de moules, avec les variances associées. Ce calcul se fait par polygone d'enveloppe : taux d'occupation, surface disponible dans l'enveloppe d'élevage par exemple sont appliqués à chaque polygone, donnant ainsi une meilleure définition spatiale de ces variables. Celle ci est importante à connaître, notamment pour effectuer des estimations de la compétition entre les élevages.

Résultats des évaluations : apports du SIG

Outre les résultats premièrement attendus (biomasse par pieu, nombre de pieux cultivés, biomasses totales), classiquement obtenus par les campagnes précédentes sans SIG, la méthode donne accès à des informations supplémentaires. En effet, il est possible de déterminer les emprises surfaciques des élevages, et donc les densités d'animaux par mètre carré, ou encore la surface moyenne disponible dans l'enveloppe par pieu cultivé (Figure 15). Cette notion est importante, car directement corrélée au niveau de compétition intra-élevage, donc des performances possibles des cheptels.

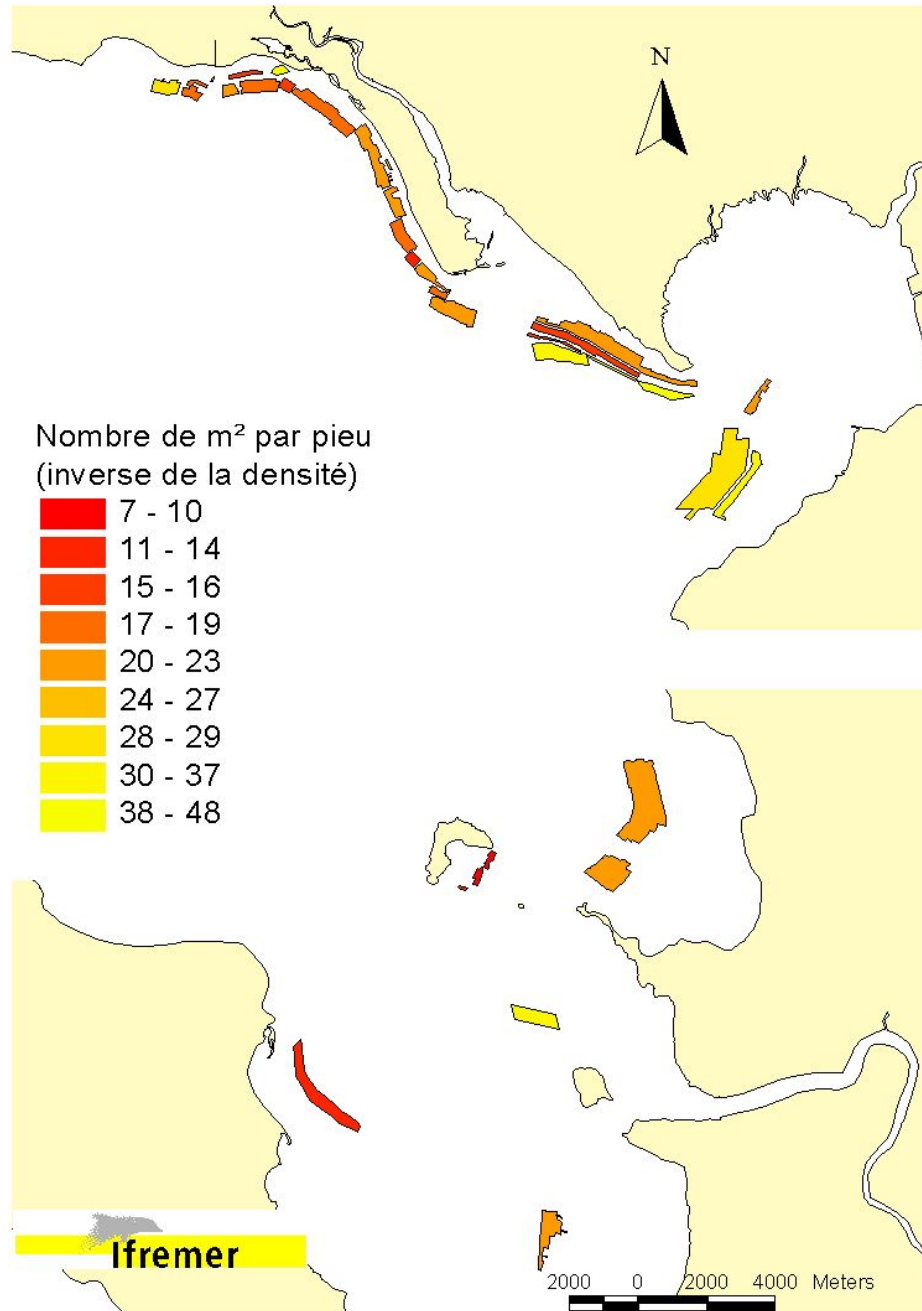


Figure 15 : Superficie (m²) par pieu d'élevage

2. Stocks ostréicoles

La connaissance des biomasses en élevage est un élément de décision d'aménagement (restructurations, nettoyages collectifs de zones, etc...) mais également de gestion de la campagne de commercialisation (volumes disponibles). La Section Régionale Conchylicole, ainsi que L'Organisation des Producteurs d'huîtres de Marennes Oléron, conscients des avantages qu'apporte cette connaissance, a contractualisé avec le Laboratoire Conchylicole de Poitou-Charentes la mise au point de techniques plus rapides et simplifiées à usage de la profession en ce qui concerne l'évaluation des stocks commercialisables dans la campagne.

Les évaluations de stocks conchylicoles font partie des travaux que les laboratoires côtiers de l'IFREMER accomplissent de manière périodique, tous les cinq ans à Marennes Oléron. Les échantillonnages exhaustifs réalisés à Marennes Oléron ont permis le développement concomitant de la mise au point d'une méthode simplifiée et transférable à la profession pour l'évaluation des stocks commerciaux.

a. Stratégie d'évaluation IFREMER

La stratégie mise au point à Ifremer est un échantillonnage stratifié à deux degrés. Il consiste à diviser les zones d'élevage en différentes strates homogènes (e. g. élevage mixte, demi-élevage, élevage, plat ou surélevé). Dans chaque strate sont tirés des points de façon aléatoire pour localiser les échantillons. Sur chaque point, représentant un hectare, est mesurée la longueur de table occupée (ou la surface pour le plat) par classe d'âge. Plusieurs échantillons sont pesés dans chacune d'elle pour obtenir un poids moyen par type d'élevage et par classe d'âge, ainsi qu'une variabilité autour de cette moyenne.

L'autre information nécessaire est la surface totale réellement occupée par les élevages, autrement dit par les huîtres elles-mêmes. Cette évaluation des taux d'occupation des différentes strates est obtenue par interprétation d'orthophotos aériennes. Ce taux d'occupation obtenu, le calcul du stock peut être réalisé par multiplication de cette surface exploitée par le tonnage au mètre carré obtenu par l'échantillonnage terrain.

Echantillonnage

Lors de la campagne d'évaluation de stocks, 224 points ont été échantillonnés, représentant un effort très important, atteignant 193 jours-homme.

L'ortho-rectification des vues aériennes du bassin Marennes Oléron a été effectuée au laboratoire sur la base de la couverture de référence.

Estimation des densités

Les élevages surélevés représentent 1451 hectares, contre 360 ha pour les élevages à plat. Ces derniers sont en régression, les professionnels leur préférant les élevages sur table, offrant de meilleures performances zootechniques.

La moyenne des densités en élevage surélevé mesurées s'élève à 15,8 kg/m² sur l'ensemble du bassin de Marennes Oléron. Selon les bancs, elle varie de 4,1 à 25,9 kg/m². Le maximum absolu est de 61 kg/m². En ce qui concerne les élevages à plat, ces valeurs vont de 8,1 à 12,6 kg/m², avec une moyenne à 10,2 kg/m². Le maximum absolu relevé est de 17,2 kg/m².

Les fortes valeurs notées en poids d'huîtres par mètre carré occupé proviennent en majorité du nombre de poches d'huîtres de 2 ans au mètre linéaire de table. Certains points montrent des nombres importants (de 4 à 8 poches par mètre), les moyennes oscillant entre deux et trois poches au mètre carré, ce qui est la norme réglementaire en élevage. La plupart des points d'échantillonnage dépassant ces chiffres correspondent à des zones de stockage. Ils n'ont cependant pas été éliminés de l'analyse.

En ce qui concerne les élevages à plat, les densités mesurées sont beaucoup plus homogènes, variant en moyenne par banc de 8,1 à 12,6 kg/m², avec une moyenne pour le bassin de 10,2 kg/m². Le maximum absolu mesuré a été de 17,2 kg/m².

Taux d'occupation

Le taux d'occupation est une représentation de l'occupation du sol par les huîtres. Dans le cas des élevages surélevés, il ramène les densités mesurées sur les tables à la surface totale du banc d'élevage. Le banc est considéré ici comme l'emprise globale des surfaces utilisées en élevage. Il peut donc être distinct des surfaces concédées. Il a été numérisé sur les orthophotographies réalisées au laboratoire.

La méthode d'évaluation des taux d'occupation des élevages surélevés est en cours d'évolution. Les techniques d'implantation du parcellaire ostréicole ont évolué grâce aux mesures très précises effectuées par DGPS. Les installations sont sujettes à moins de déplacement qu'auparavant, ce qui autorise a priori la réutilisation de la géolocalisation d'une année sur l'autre. En conséquence, l'ensemble des lignes de tables ostréicoles ont été numérisées lors des dernières campagnes (2010-2011), la somme de leurs longueurs participant à l'évaluation du taux d'occupation (Figure 16).

Les élevages à plat présentent nécessairement des taux d'occupation plus élevés, les allées et espaces vides étant moindres. Ils s'échelonnent de 0,32 à 0,93. La moyenne sur Marennes-Oléron est de 0,59.

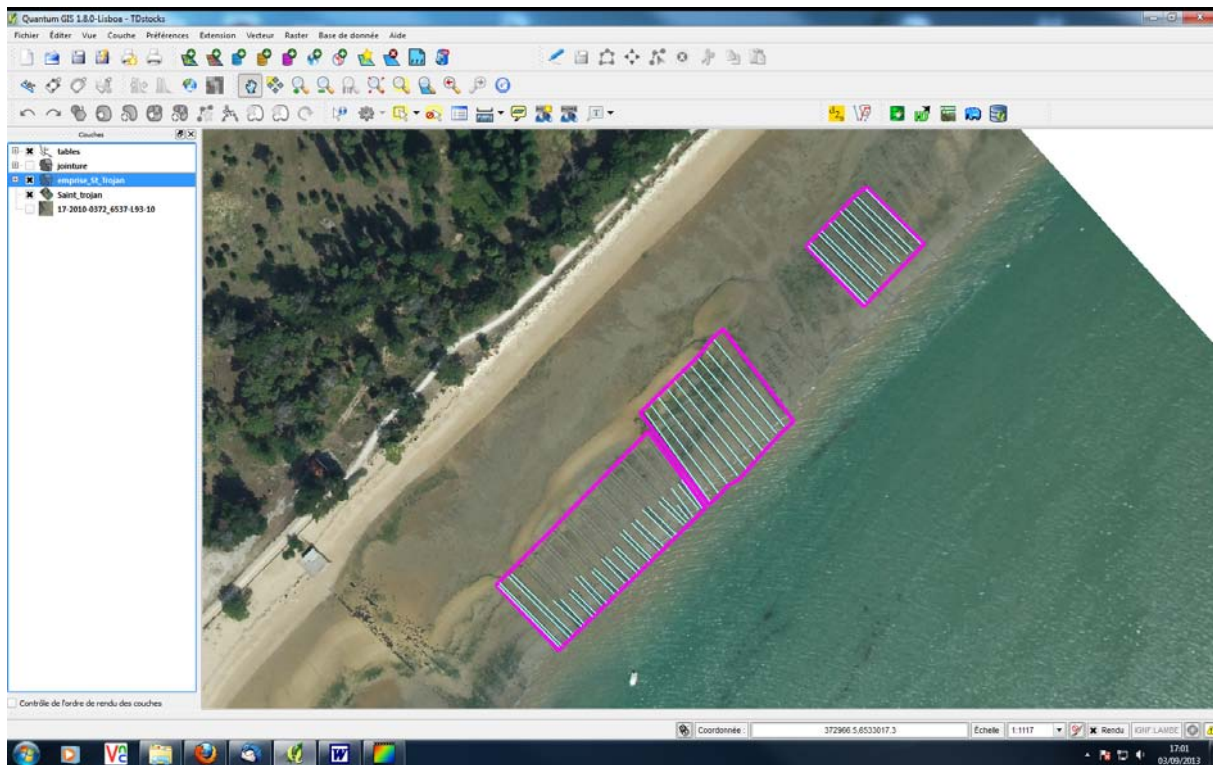


Figure 16 : évaluation des taux d'occupation par numérisation des longueurs de table ostréicole sous QGIS.

Les résultats sont représentés sous forme cartographique (Figure 18). Dans le cas des élevages surélevés, la moyenne du taux d'occupation sur le bassin de Marennes Oléron est de 0,29, ce qui correspond à la réglementation (schéma des structures) qui stipule que les huîtres ne doivent pas occuper plus du tiers de la surface concédée. Le minimum est de 0,09, le maximum de 0,62.

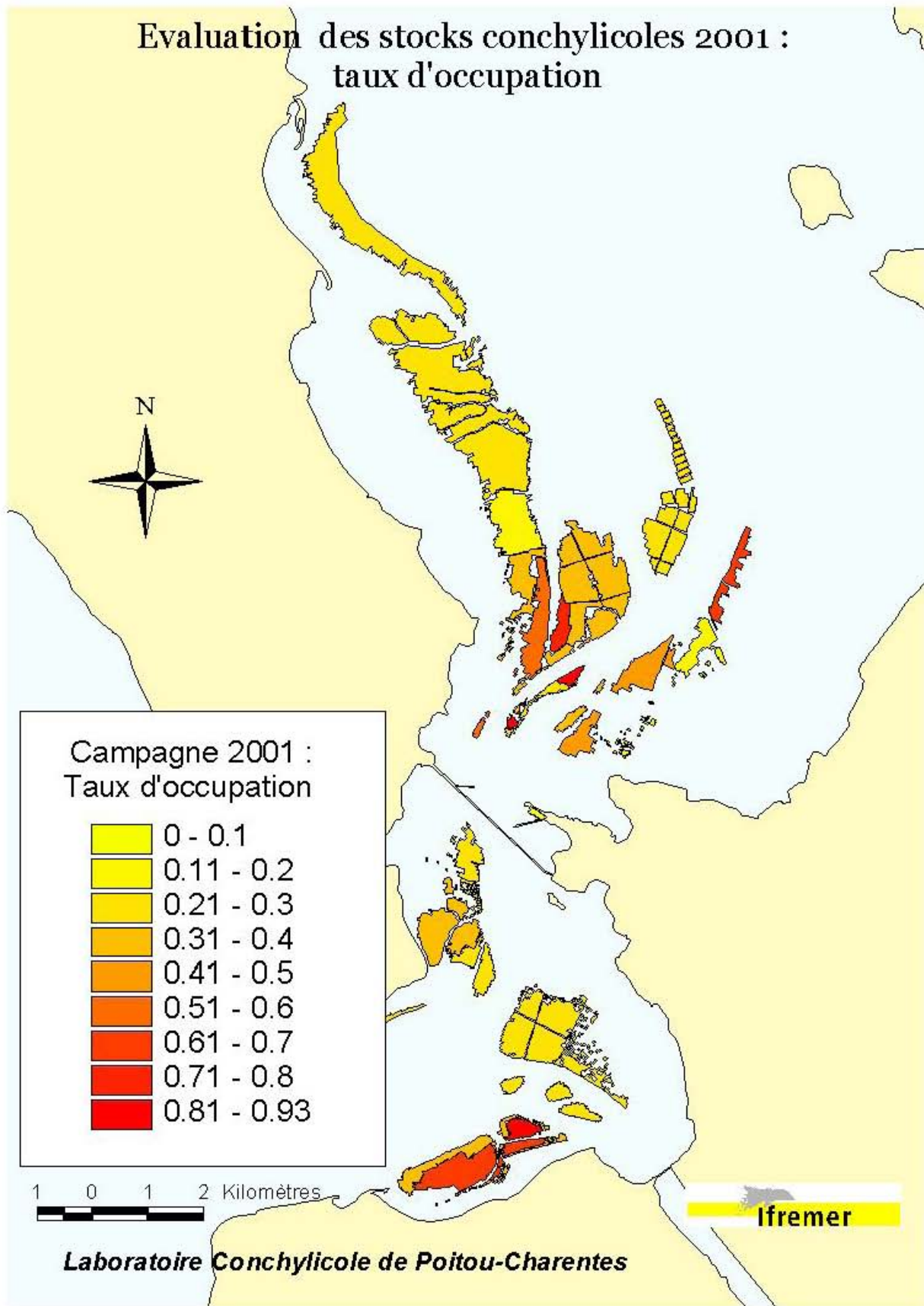


Figure 17 : Taux d'occupation du sol par les huîtres en élevage, campagne IFREMER LCPC 2001.

Typologie de l'usage

Les données correspondant au type d'occupation par banc sont présentées en figure 18. On distingue plusieurs faciès d'occupation des bancs par les élevages. Au Nord du bassin, la côte Oléronaise comme celle du continent présentent tous les types d'élevages mélangés (collecteurs d'huîtres d'un et deux ans, poches d'animaux âgés d'un et deux ans). Le centre du bassin est plus homogène avec uniquement des poches, contenant majoritairement des huîtres de 2 ans et plus. Le Sud du bassin est globalement assez homogène, l'ensemble des zones étant utilisé par des poches de deux ans. D'un point de vue zootechnique, cette homogénéité paraît plus conforme avec les besoins biologiques différents pour chaque classe comme le démontrent les données des réseaux de suivi biologique de l'IFREMER.

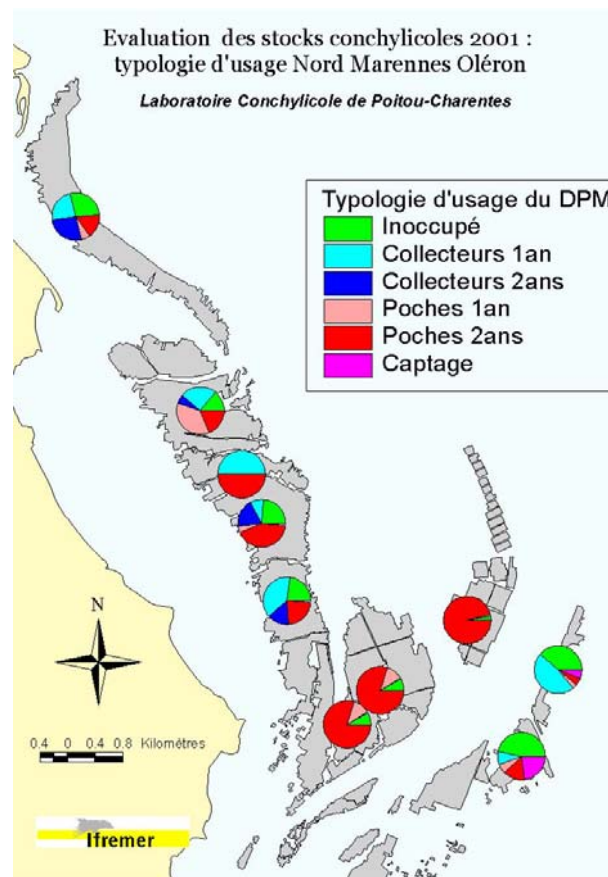


Figure 18 : Typologie d'utilisation du DPM-Marennes Oléron Nord, Campagne IFREMER LCPC 2001

3. Evaluation des stocks d'huîtres sauvages

(Soletchnik et al., 2012)

Depuis 2008, l'ostréiculture française subit une très forte crise, probablement la plus importante depuis l'importation de l'huître creuse dans les écosystèmes conchylicoles français à la fin des années 60. Le naissain montre depuis 2 ans des taux de mortalité de 60 à 80% qui impactent les entreprises et la profession. Dans les pertuis charentais, la « surmortalité » de naissains d'huîtres creuses apparaît comme « émergente » en 2008 (Soletchnik et al., 2009). A partir de 2009, la mortalité survient au delà d'un seuil thermique de 16-17°C avec une progression dans les pertuis à partir du S-E du bassin de Marennes Oléron (région Seudre). Les naissains, préservés de toute mortalité en nurserie, subissent des mortalités au bout de quelques jours après immersion dans le bassin de Marennes Oléron (Dégremont, com pers.). Dans un contexte de pathologie de l'huître d'origine virale en lien avec l'environnement, il semblait indispensable de comprendre dans quelle mesure les stocks d'huîtres sauvages étaient impliqués dans les processus de contamination, de « portage » du virus. Avant toute chose, il était donc nécessaire de connaître et de spatialiser ces stocks.

Méthodologie

Sites d'échantillonnage

La méthodologie mise en œuvre est basée sur plusieurs étapes successives: la première consiste à effectuer une détermination des surfaces potentiellement colonisées par les huîtres, en réalisant, sous SIG, un croisement entre la frange littorale (zone de balancement des marées) et les secteurs rocheux sur le littoral des pertuis. Ensuite, validations, invalidations, ajustements sont réalisés par des experts locaux et un choix effectué de **sites de référence** sur les secteurs géographiques retenus (Figure 19).

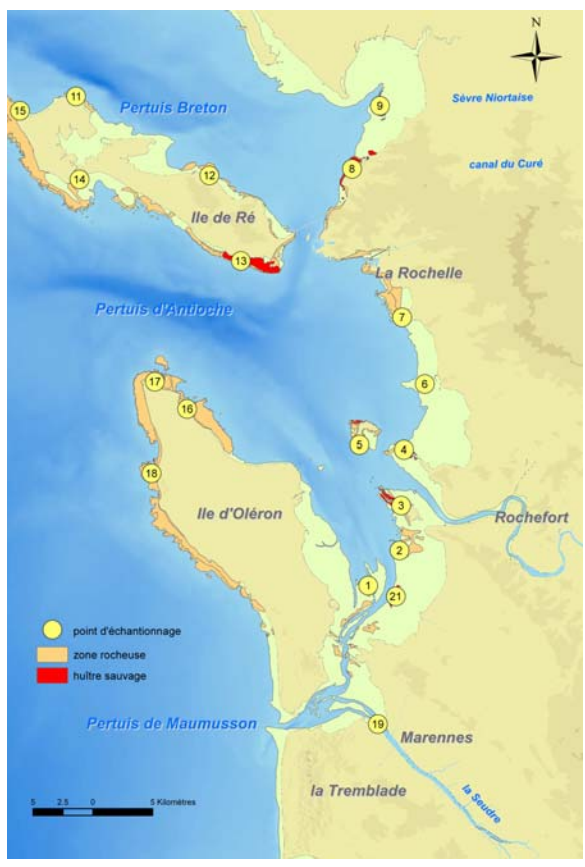


Figure 19. Présentation des 21 sites de référence pour l'échantillonnage de stocks sauvages d'huîtres dans les pertuis charentais

Méthode d'évaluation des stocks

Un échantillonnage terrain a été réalisé en avril 2010 qui a permis : (1) de préciser la délimitation géographique des secteurs colonisés, c'est à dire l'Emprise du Stock (fig.20) ((2) dans certains cas, le site n'est pas colonisé uniformément par les huîtres et l'évaluation des stocks doit alors être pondérée par un Taux d'Occupation (estimé) de la surface d'estran délimitée (TO) (fig. 21).



Figure 20. Délimitation géographique (après constat terrain) du secteur colonisé par les huîtres



Figure 21. Estimation du taux d'occupation des huîtres sur la surface colonisée

(2) Des mesures de densité sont effectuées à l'aide de cadrats (50cm x 50cm) ; (3) des pesées sont également réalisées pour permettre la conversion de la densité (nombre d'huîtres par m²) en charge (kg d'huîtres par m²).

Ainsi, par secteur géographique, l'estimation du stock est calculée par la formule suivante :

$$\text{Stock} = \text{ES} \times \text{TO} \times \text{charge}$$

Estimation des stocks

Sur les 21 sites visités sur le pourtour des pertuis charentais, les biomasses d'huîtres sauvages sont comprises entre quelques tonnes à près de 15000 tonnes pour le site de Nieul sur Seudre au sud du pertuis d'Antioche.

Les 4 sites exposés situés à l'Est de l'île de Ré (14,15) et de l'île d'Oléron (17,18) représentent moins de 100 tonnes. La population d'huîtres sauvages la plus importante est bien concentrée à l'Est des Pertuis avec près de 20000 tonnes à l'Est du pertuis Breton et plus de 10000 tonnes à l'Est du pertuis d'Antioche (fig. 22). Le total d'huîtres sauvages ainsi estimé en 2010 est d'environ 35000 tonnes.

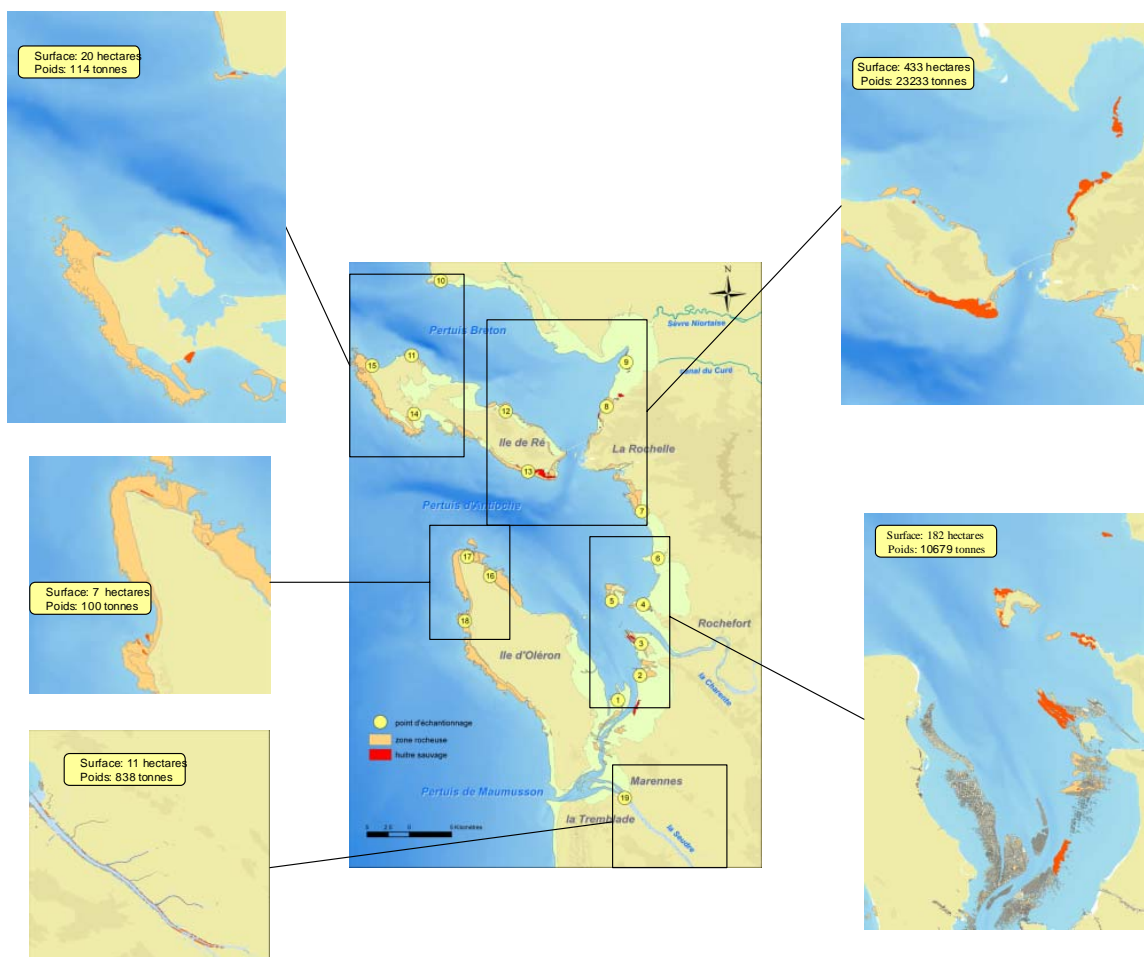


Figure 22. Stocks estimés d'huîtres sauvages dans les pertuis charentais

Très tôt après l'introduction de l'huître creuse dans les pertuis charentais au début des années 1970, Héral et al. (1986) démontrent que la capacité trophique du bassin de Marennes Oléron est très vite atteinte et que 100000 tonnes d'**huîtres en élevage** constitue très certainement une limite à ne pas dépasser. Les dernières campagnes exhaustives réalisées (1996 et 2001) ont donné des quantités relativement stables respectivement de 96000 et 90000 tonnes. On est donc proche des quantités maximales à ne pas dépasser estimées dans les années 1970. L'importance du stock sauvage compétiteur trophique et son contrôle présentent donc un paramètre majeur pour la durabilité des entreprises.

Les huîtres sauvages sur les parcs abandonnés ont pu constituer des biomasses atteignant $20 \cdot 10^3$ tonnes en 1994 (Prou et al., 1994). A partir du milieu des années 90, des opérations d'entretien (dragage) du DPM (domaine public maritime) sont entreprises régulièrement, secteur par secteur, afin de contenir les compétiteurs.

Les stocks d'huîtres sauvages (hors DPM) ont été rarement estimés. Cette étude fait état d'un stock évalué (à partir de 21 stations de mesure) à 35000 tonnes. Un tel stock représente déjà plus du tiers des biomasses estimées en élevage. En 1994, Prou et al. (1994) estiment la biomasse d'huîtres cultivées à 95000 tonnes et les stocks naturels de l'ordre de 3000 tonnes dans le bassin de Marennes-Oléron. Aujourd'hui les stocks sauvages seraient de l'ordre de 7500 tonnes pour ce seul secteur. Dans un contexte épidémiologique à infection d'herpès virus touchant le naissain depuis 2008, ces stocks, dont certains sont facilement accessibles (e.g., site de Nieul avec 16000 tonnes) peuvent représenter pour la profession en difficulté une opportunité d'approvisionnement en juvéniles et en demi élevage.

Les stocks d'huîtres sauvages les plus importants sont situés à l'Est des Pertuis Breton, d'Antioche et du bassin de Marennes Oléron, là où les temps de résidence des masses d'eau sont les plus importants (Stanisière et al., 2006) A contrario, les sites « battus », exposés aux sorties de pertuis (sites 10, 11, 16, 17) ou les sites situés sur la côte atlantique (sites 14, 15, 18) présentent des densités beaucoup plus faibles. Dans une étude récente sur la variabilité du captage dans les pertuis charentais, Bernard (2011) démontre que quelque soit le banc d'émission des gamètes de *C. gigas* pendant la période de reproduction, les larves se fixent majoritairement sur la côte Est du bassin de Marennes Oléron entre le sud de la Rochelle (port de la Pallice) et le sud de l'estuaire de la Charente. En fait, les secteurs où le captage de naissain sauvage est le plus important, sont bien les secteurs de plus forte dispersion larvaire, qui sont en même temps les plus euryhalins. Les stocks de naissains se concentreraient d'abord dans les secteurs les plus calmes sous le forçage prépondérant de l'hydrodynamique.

Conclusion

L'utilisation d'un SIG spécifique, dans le cadre de cette étude, s'est révélé absolument incontournable. Hormis les aspects de communication claire des résultats recherchés et obtenus, les fonctions géographiques de l'outil ont été utilisées à plusieurs niveaux.

Tout d'abord, pour la préparation de la campagne; les espaces à arpenter pour échantillonnage terrain ont en effet été numérisés sous SIG sur la base de données orthographiques de l'IGN, avec la supervision et l'expertise et de la connaissance terrain des agents de l'Ifremer.

L'édition papier de ces différentes zones a servi d'appui à la reconnaissance des sites par les équipes d'échantillonnage. Ensuite, les taux d'exploitation évalués sur zone ont été injectés

en attributs des polygones numérisés, et mis en relation avec les superficies calculées ,pour aboutir aux biomasses.

La connaissance spatialisée de ces stocks sert ensuite à renseigner les modèles hydrodynamiques par croisement spatial avec les mailles de calcul des modèles (cf infra)

Références

Bernard, I. (2011). Écologie de la reproduction de l'huître creuse, *Crassostrea gigas* sur les côtes atlantiques françaises. Vers une explication de la variabilité du captage. Thèse d'université - Ecole doctorale Gay-Lussac. La Rochelle 196 p.

Bodoy, A., C. Bacher, et al. (1987). Estimation des stocks d'huîtres cultivées dans le bassin de Marennes-Oléron en 1986. R. INT.DRV-87-005-RA/TREM

Bodoy, A. et P. Geairon (1988). L'élevage de l'huître creuse à Marennes - Oléron en 1987 ; Estimation des stocks cultivés, R. INT.DRV-88-011-RA/TREM 19.

Caryo, C. (1991). Estimation des stocks d'huîtres japonaises en élevage en 1988 dans le bassin de Marennes - Oléron et aspect méthodologique. R. INT.DRV-91-18-RA/TREM 33.

Héral, M. (1986). Evolution et état du cheptel ostréicole dans le bassin de Marennes - Oléron : intérêt d'une régulation. R. INT.DRV-86-06-RA/TREM 35.

Le Moine, O., P. Geairon, et al. (2002). Elaboration d'une technique d'évaluation rapide des stocks conchylicoles à l'usage de la profession. INT.DRV-2002-RA/TREM.

Prou J., S. Pouvreau et V. Renaud 1994. Estimation de la biomasse d'huîtres non cultivées dans le bassin de Marennes - Oléron. Rapport Ifremer.

Sauriau, P. G. (1987). Les mollusques non-cultivés du bassin de Marennes - Oléron : quantification et répartition géographique des stocks. Haliotis 16: 527-541

Soletchnik, P., O. Le Moine, et al. (2009). Les mortalités d'huîtres creuses en 2008 dans les Pertuis Charentais rapport de Contrat de Projets Etat-Région Poitou - Charentes 2008 - 2013: 71.

Soletchnik Patrick, Geairon Philippe, Le Moine Olivier, Robert Stephane (2012). Estimation des stocks sauvages d'huîtres creuses dans les pertuis charentais en 2010. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00084/19485/>

Stanisière, J. Y., F. Dumas, et al. (2006). Caractérisation des composantes hydrodynamiques d'un système côtier semi-fermé : Le Bassin de Marennes - Oléron. DOP/LER.LER/PC/06.1059: 112.

4. Cartographie et évaluation des stocks de crépidules (compétiteur trophique)

Curti et al. (2009-2010). *Cartographie des bancs de crépidules dans le bassin de Marennes Oléron : analyse par imagerie acoustique et sondeur de sédiment. Université de la Méditerranée Centre d'Océanologie de Marseille : Master professionnel « Environnement Marin » Année 2008-2009*

La crépidule *Crepidula fornicata*, mollusque gastéropode introduit depuis le XIXe siècle sur les côtes européennes du Nord-Est Atlantique, est considérée comme une espèce invasive en particulier dans les bassins de production conchylicole français. Ses populations dans le bassin de Marennes-Oléron ont fait l'objet depuis le début des années 1980, de plusieurs études de stocks avec en particulier pour 1994 une cartographie au sonar à balayage latéral (CREOCEAN) couplée en 1995 à une estimation quantitative des stocks (CNRS - Ifremer).

Depuis 2000, des campagnes systématiques de nettoyage par dragage sont effectuées par la Trézence (Conseil Général de la Charente-Maritime) dans le cadre des opérations de remembrement du cadastre conchylicole. Cependant, l'évolution sur 15 ans (1995-2010) du stock de crépidules n'est pas connue aussi bien en superficie qu'en tonnage.

Il s'agit dans une première étape de réactualiser la cartographie 1994 des bancs de crépidules de la baie de Marennes-Oléron puis en seconde étape d'estimer le stock afin de déterminer si celui-ci depuis 15 ans est en régression ou en progression ; et s'il est en progression, de combien, sur quels sites et avec quelle démographie ?

La démarche est construite en deux étapes :-

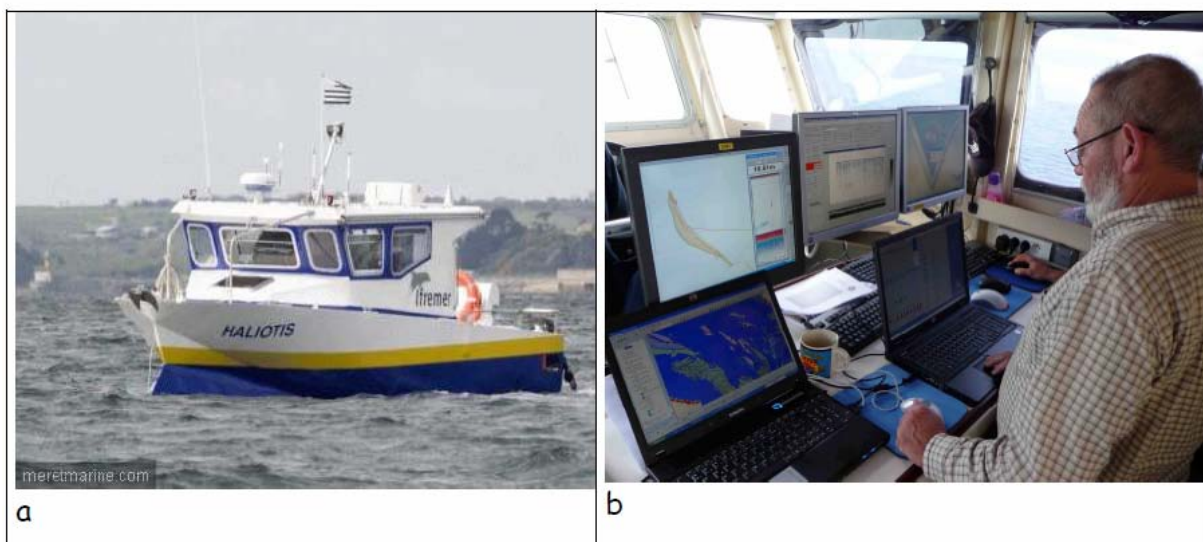


Figure 23 : vedette océanographique Haliotis de l'Ifremer et aperçu des écrans de contrôle en acquisition

La première étape consiste en l'estimation de la surface couverte par les bancs de crépidules: initiée en 2008, elle est finalisée en 2009 grâce, d'une part, à une acquisition au sonar latéral

interférométrique et, d'autre part, à une validation des profils "sonar" par des prélèvements ponctuels.

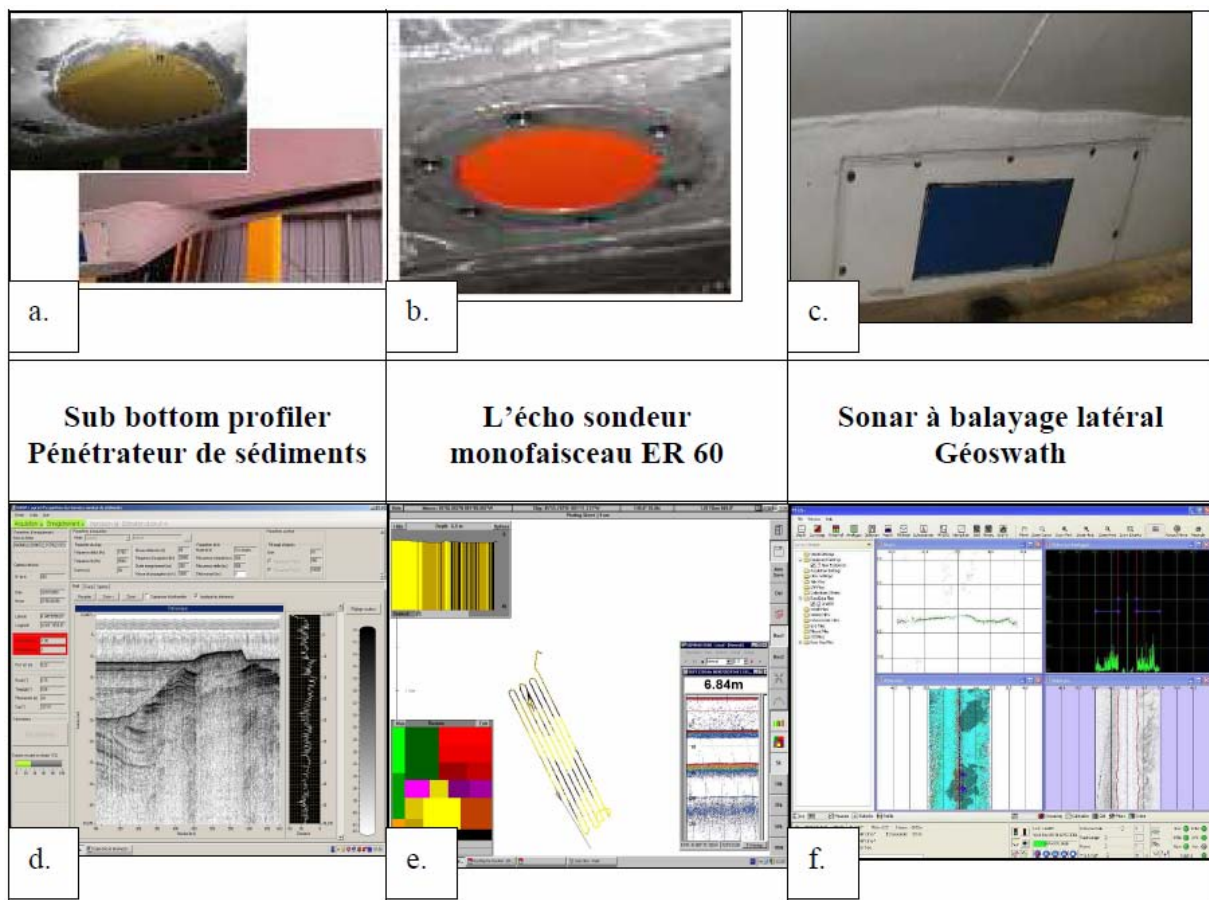


Figure 24 : aperçu des différents transpondeurs et écrans correspondants lors de l'acquisition

La seconde étape consiste à estimer le tonnage des bancs de crépidules par une campagne de prélèvements quantitatifs à la benne. L'estimation de la surface couverte par les bancs de crépidules en baie de Marennes-Oléron est mise en œuvre par deux campagnes de relevés acoustiques à bord de la V/O Haliotis (Ifremer, Figure 23), la première à l'automne 2008 (20 octobre au 14 novembre) et la seconde au cours de l'été 2009 (19 juillet au 9 août). Les mesures acquises concernent l'imagerie acoustique et la bathymétrie haute résolution par sondeur interférométrique Geoswath, la sismique par sondeur de sédiment SUBOP et la nature des sédiments superficiels par sondeur ER60 Simrad couplé au logiciel Roxann d'interprétation (fig. 24).

Il a été réalisé au cours de ces deux campagnes plus de 500 relevés acoustiques dont le traitement est réalisé au moyen du logiciel CARAIBES ©Ifremer (CARTographie Appliquée à l'Imagerie et la Bathymétrie des Sonars et sondeurs multifaisceaux) et le montage en mosaïque sous le système d'information géographique ArcGis (fig. 25). La préparation de tous les plans de navigation et des acquisitions a également été faite sous SIG, permettant d'optimiser les surfaces échantillonnées. Les couches ont également servi à positionner les prélèvements à la benne pour valider les images acoustiques. Près de 130 prélèvements

ponctuels ont été réalisés à la benne qui ont permis la cartographie des bancs de crépidules sur l'imagerie, en excluant les bancs de moules et d'hûtres sauvages(fig. 26).

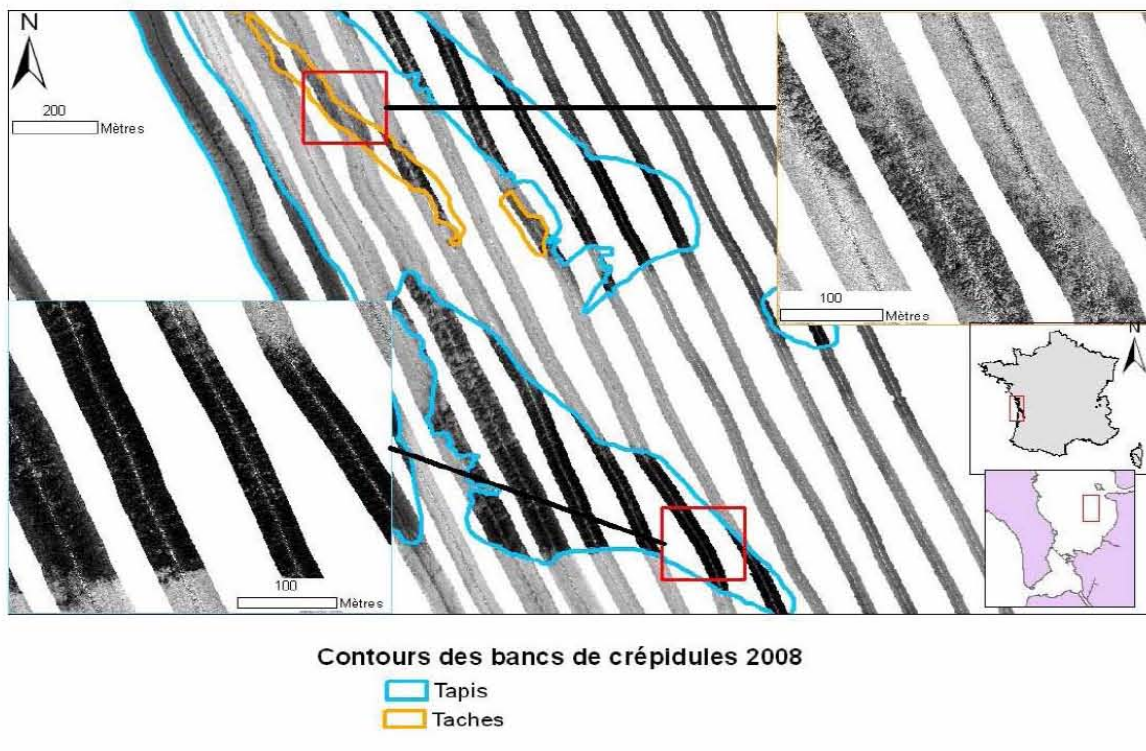


Figure 25 : numérisation des taches et tapis de crépidule sous SIG

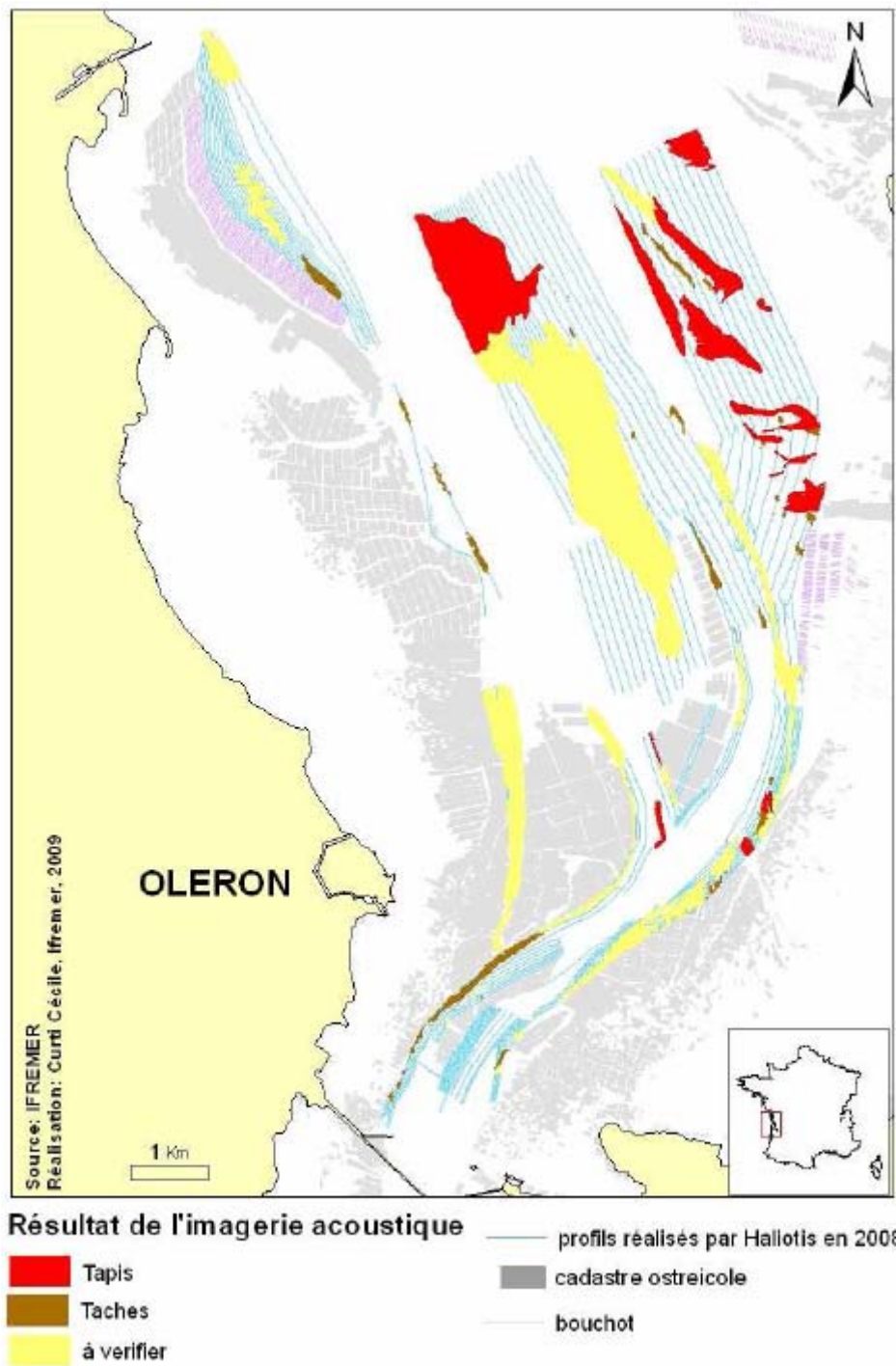


Figure 26. Qualification sous SIG des différentes zones détectées en imagerie acoustique.

L'interprétation des 38km² de relevés sonar réalisés à l'automne 2008 à l'aide des prélèvements ponctuels de validation indique que la superficie des bancs de crépidules s'élève à 7,3 km² :

- La majeure partie des bancs se situe soit dans le nord ou le centre de la baie,
- Au sud de la baie, les colonies de crépidules sont bien localisées mais les chenaux menant au Pertuis de Maumusson présentent un fort développement, environ 1,9 Km², de

moulières subtidales à *Mytilus edulis*. La cartographie et l'analyse comparée des cartographies des bancs de crépidules de 2008 révèle :

- une très **forte expansion géographique** de certains bancs déjà répertoriés de 1980 à 1995, notamment dans les secteurs Courante d'Oléron et Lamouroux où, pour ce dernier, la superficie du banc de crépidules a triplé de 1994 (1,3 km²) à 2008 (3,7 km²)
- inversement, la forte diminution des surfaces couvertes par les crépidules sur les petits fonds en face des bouchots de Boyardville démontre **l'impact positif des nettoyages** par les dragages réalisés en 2008 par la Trézence avec une superficie du banc de crépidules réduite d'un facteur 3 de 1994 (1,1 km²) à 2008 (0,4 km²)
- l'absence de propagation des crépidules dans le sud du bassin de Marennes-Oléron qui est à mettre en relation avec le régime hydrodynamique puissant (bassin de jusant) et la topographie des fonds (dunes de sables) défavorables à la fixation des larves de crépidules. La présence de moulières naturelles à *Mytilus edulis* dans les chenaux face au Pertuis de Maumusson ne permet pas d'exclure une compétition spatiale moule – crépidule, en défaveur de la crépidule.

Le niveau des stocks de crépidules dans les Pertuis Charentais est estimé à :

56 300 ± 16 500 tonnes de crépidules vivantes dans le Pertuis Breton Ce niveau reflète un stock installé depuis 40 ans (en référence aux études de bionomie benthiques de Hily, 1976), ne subissant aucune régulation par dragage et nettoyage des bancs et avec une structure démographique à cohortes âgées prédominantes ;

5 300 ± 5 700 tonnes de crépidules vivantes dans le Pertuis d'Antioche. Ce résultat est une confirmation de l'état 1995 pour lequel le stock intertidal de la Pointe de la Fumée avait aussi été estimé (Sauriau et al., 1998).

7 500 ± 3 500 tonnes de crépidules vivantes en baie de Marennes-Oléron dispersées sur près de 13 km². La chronologie de l'expansion du stock vivant de crépidules en baie de Marennes-Oléron peut se résumer de la façon suivante avec en 1970, probablement moins de 1 tonne, en 1987, 1 800 ± 900 tonnes, en 1995, 2 500 ± 3 300 tonnes sur 8 km² et en 2011, 7 500 ± 3 500 tonnes sur 13 km². Il y a donc un doublement significatif du stock de crépidules depuis 1995 en baie de Marennes-Oléron, malgré les efforts de nettoyage par dragage.

Références

- Blanchard M (1997) Spread of the slipper limpet *Crepidula fornicata* (L. 1758) in Europe. Current state and consequences. *Scientia Marina* (Barcelona), 61(Supl. 2), 109-118.
- Blanchard M (1999) Répartition et évaluation du stock de la crépidule (*Crepidula fornicata*), entre le cap Fréhel et le Mont Saint-Michel (Manche Ouest) RST.DEL/99.05/Brest
- Blanchard M & Ehrhold A (1999) Cartographie et évaluation du stock de crépidule (*Crepidula fornicata* L.) en baie du Mont Saint-Michel. *Haliotis*, 28, 11-20.
- Blanchard M & Hamon D (2006) Bilan du suivi de l'exploitation industrielle de la crépidule en Bretagne Nord (baies de Saint-Brieuc et du Mont Saint-Michel) 2002–2005 Rapport de fin de contrat AREVAL/IFREMER Dossier 43 p.
- http://wwz.ifremer.fr/envlit/documents/dossiers/la_crepidule/version_francaise/qui_suis_je/crepidula_fornicata (Juillet 2009)
- CREOCEAN (1995) Cartographie des colonies de crépidules (*Crepidula fornicata*) dans le bassin de Marennes-Oléron. Rapport CREOCEAN-IFREMER, Dossier 42142 : 23p. + 4 cartes
- Curti C. (2009). Cartographie des bancs de crépidules du bassin de Marennes-Oléron : analyse par imagerie acoustique et sondeur de sédiment. . Mémoire Master professionnel « Environnement Marin », Université de la Méditerranée: 36 pp.
- Deslous-Paoli J-M (1985) *Crepidula fornicata* L. (gastéropode) dans le bassin de Marennes-Oléron: structure, dynamique et production d'une population. *Oceanologica Acta* 8 (4), 453-460.
- Deslous-Paoli J-M & Massé H (1982) Répartition géographique et structure de population de *Crepidula fornicata* Linné dans le bassin de Marennes-Oléron en 1981 et 1982. ICES Council Meeting Papers, 1982/F: 25 Mariculture Committee, 9 pp.
- Ehrhold A Blanchard M Auffret J-P & Garlan, T (1998) Conséquences de la prolifération de la crépidule (*Crepidula fornicata*) sur l'évolution sédimentaire de la baie du MontSaint-Michel (Manche, France). *Compte Rendu de l' Académie des Sciences de Paris, Sciences de la Terre et des planètes / Earth and Planetary Sciences*, 327, 583-588.
- Gouletquer P Bachelet G Sauriau P-G. & Noël P (2002) Open Atlantic coast of Europe -a century of introduced species into French waters. In *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management*, (eds. E. Leppäkoski, S. Gollasch and
- Gouletquer P & Le Moine O (2002). Shellfish farming and Coastal Zone Management (CZM) development in the Marennes-Oleron (Bay and Charentais Sounds (Charente Maritime, France): A review of recent developments. *Aquaculture International* 10 (6), 507-525.
- Grizel H & Héral M (1991) Introduction into France of the Japanese oyster. *ICES Journal of Marine Science* 47 (9), 399-403
- Hamon D & Blanchard M (1994) Etat de la prolifération de la crépidule en baie de St Brieuc. Rapport IFREMER del 94.14, 29p+ annexes.

- Héral M Bacher C & Deslous-Paoli J-M (1989) La capacité biotique des bassins ostréicoles. In Troadec J.-P. (Ed.) L'homme et les ressources halieutiques. Essai sur l'usage d'une ressource renouvelable. Ifremer Plouzané, 225-259.
- Montaudouin X & Sauriau P-G (1999). The proliferating Gastropoda *Crepidula fornicata* may stimulate macrozoobenthic diversity. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 79: 1069-1077.
- Noël P Blanchard M & Berthou P (1995) Cartographie et évaluation des principaux mollusques filtreurs du Golfe Normano-Breton. Rapport Interne DEL/95.11 et Rapport du laboratoire côtier DRV/RH Brest, 61p
- Sauriau P-G Pichocki-Seyfried C Walker P de Montaudouin X Palud C & Heral (1998). *Crepidula fornicata* (mollusque, gastéropode) en baie de Marennes-Oléron: cartographie des fonds par sonar à balayage latéral et estimation du stock. *Oceanologica Acta* 21 (2), 353-362.
- Sauriau P-G (1987) Les mollusques non cultivés du bassin de Marennes-Oléron. Quantification et répartition géographique des stocks. *Haliotis* 16, 527-541.
- Sauriau P-G & de Montaudouin X (1995) La crépidule (*Crepidula fornicata*) dans le bassin de Marennes-Oléron et la presqu'île de Fouras : cartographie et estimation des stocks. Rapport CNRS-IFREMER, Dossier 32p. + annexes
- Soulas M., Blanchard M., Hamon D., Halary C., (2001). Projet d'exploitation de la crépidule en Bretagne Nord en vue de la restauration des fonds colonisés. *Restauration des écosystèmes côtiers*, DREVES LK., CHAUSSEPIED M. edit., Ifremer publ., Brest : 230-242.
- Thieltges D-W (2005) Impact of an invader: epizootic American slipper limpet *Crepidula fornicata* reduces survival and growth in European mussels. *Marine Ecology Progress Series* Vol. 286: 13–19.

C. Echantillonnage environnemental spatialisé

Spatialized environmental samplings

1. Données superficielles et capacité de charge

Divers problèmes (e.g. capacité trophique, mortalités) affectant les cheptels ostréicoles ont été mis en évidence dans le bassin de Marennes-Oléron (Héral, 1985 ; Andrieu, 1995 ; Soletchnik *et al.*, 1998 ; Gouletquer *et al.*, 1998). Le laboratoire a développé un programme de recherche spécifique dans le but d'expliquer ces phénomènes et d'élaborer des propositions d'aménagement pour y remédier.

En première approche, il est basé sur le développement d'une analyse environnementale et globale dans le but d'établir des relations quantitatives et qualitatives entre l'évolution des cheptels (croissance, production, mortalité, occupation spatiale...) et les caractéristiques environnementales (Gouletquer *et al.*, 1998). Trois phases ont été développées :

- localisation spatiale et la cartographie des zones éventuellement « atypiques » du point de vue hydrologique.
- évaluation de l'utilisation progressive de la ressource trophique par les huîtres sur les parcs d'élevage - utiles au développement et à la validation des modèles de productivité biologique sur ces bancs sur le plan spatio-temporel (Soletchnik *et al.*, 1999).
- évaluation de l'utilisation de la ressource par les cheptels en place également de manière spatio-temporelle.

Couplé avec des sondes d'enregistrement en continu, le SIG embarqué permet une description spatiale des paramètres environnementaux. L'analyse, voire la modélisation spatiale nécessaire à une meilleure compréhension de la structure géographique des élevages et de la qualité de l'environnement, peuvent être réalisées ensuite. Dans un dernier temps, l'adéquation entre la capacité trophique du système et des cheptels en place (modèle de déplétion de nourriture) peut être évaluée et optimisée.

a. Technique d'échantillonnage environnemental spatio-temporel

Les SIG actuels comprennent un module GPS permettant l'enregistrement du trajet du bateau sur des fonds de carte sélectionnés (parcellaire ostréicole par exemple). En parallèle, une sonde hydrologique multiparamétrique enregistre en continu la température, le pH, la salinité, l'oxygène dissous et la turbidité (par néphélométrie). Une seconde sonde enregistre la fluorimétrie, calibrée au laboratoire à partir de prélèvements discrets pour la mesure de chlorophylle a afin d'évaluer la ressource trophique (Dufourg, 1999) (Figure 27).

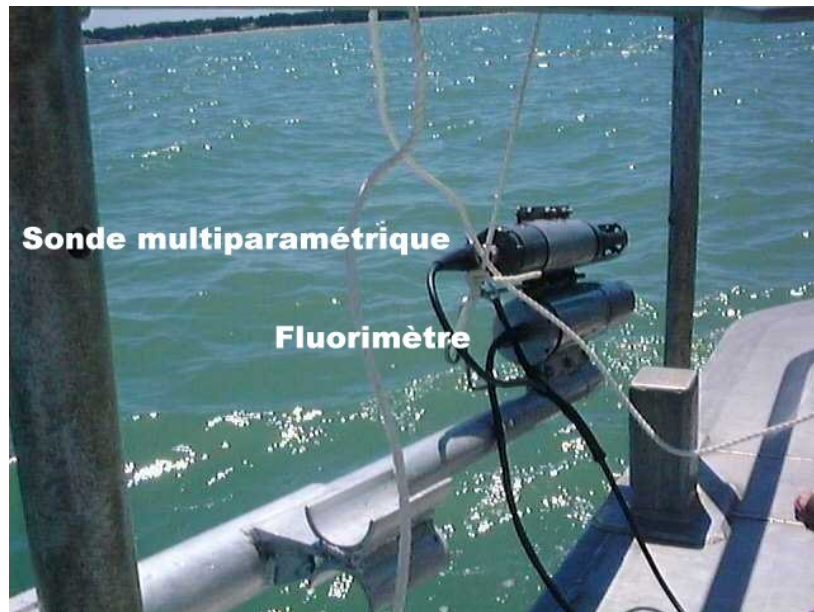


Figure 27 : Sondes multiparamétrique et fluorimétrique.

Les données hydrologiques et fluorimétriques peuvent alors être couplées aux données de positionnement et appliquées au tracé point par point, avec comme couche sous-jacente les parcs ostréicoles (Figure 28). Un traitement SIG inter-couche permet ensuite d'affecter aux parcelles sous-jacentes des données spatialisées, en qualifiant ainsi les superficies d'élevage de variables environnementales. L'outil SIG rend possible une analyse multi-sites sur plusieurs variables matériellement impossible autrement.

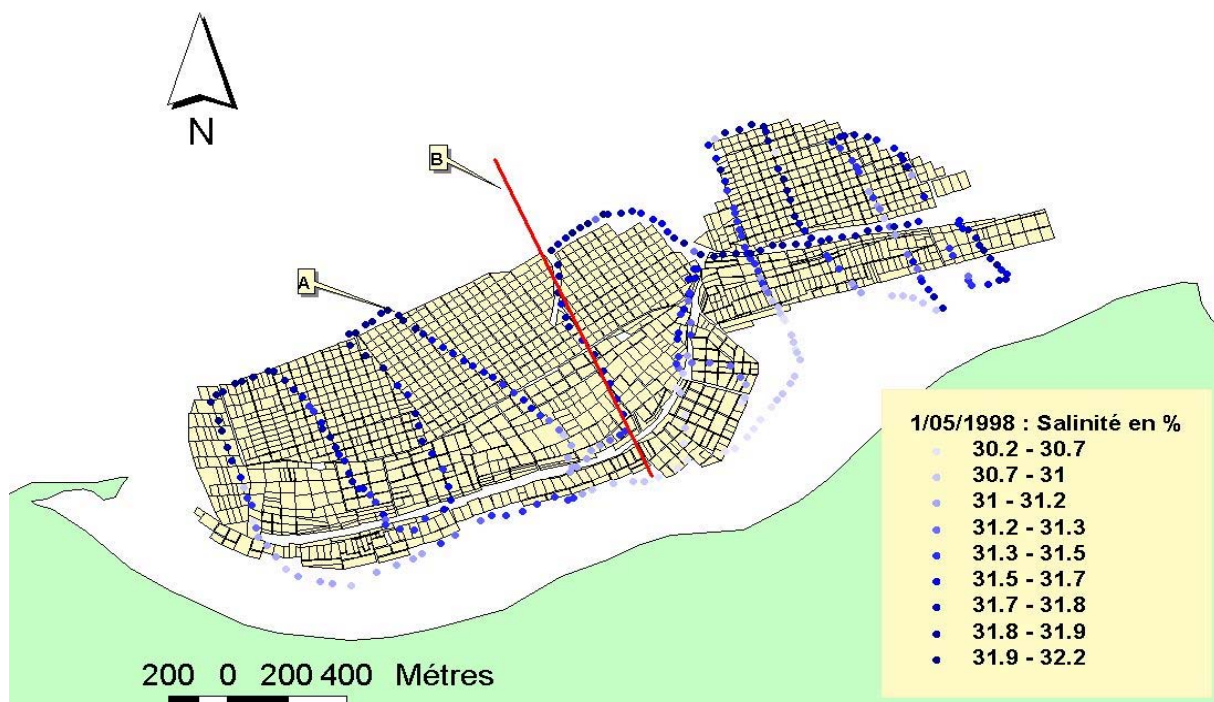


Figure 28 : Trajet d'acquisition de données hydrologiques - application des données de salinité aux points de mesures (échantillonnage aléatoire).

b. Échantillonnage spatialisé de lots d'animaux expérimentaux

La phase précédente de l'étude réalisée a démontré un « effet » géographique significatif après traitement géostatistique (Lodato, 1997). Afin de confirmer et d'analyser cet effet, un plan d'expérience en croisant longitude, latitude et altimétrie a été imaginé, et quinze sites expérimentaux mis en place (Figure 29, Forest, 1997). Cette répartition spatiale a permis un échantillonnage en trois dimensions. Le système d'information géographique, par couplage des données de bathymétrie avec les données du cadastre ostréicole a permis la sélection optimisée des points de suivi.

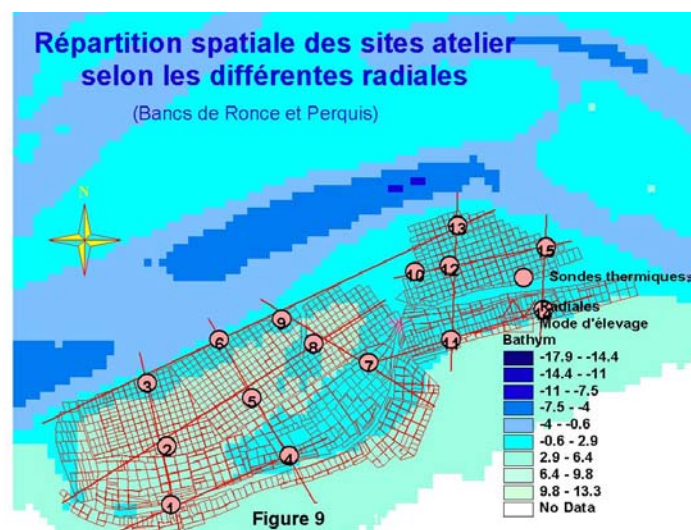


Figure 29 : Points d'échantillonnage spatialisés.

Différents modèles spatialisés de croissance journalière en poids de chair et de coquille ont ainsi été mis en évidence (Soletchnik *et al.* 1999). Ils peuvent alors être interpolés spatialement sous le SIG pour affichage cartographique et attribution d'un attribut de productivité à la parcelle.

2. Développement de la stratégie d'échantillonnage mettant en évidence l'effet « site » par rapport à la variabilité temporelle

La variabilité temporelle des estuaires à marée est très importante, en amplitude comme en fréquence (Le Moine, 1988). Se rajoute à l'influence annuelle des rivières (crue, étiage) celle des saisons, celui du rythme circadien et enfin celle des marées, sur 12 heures. La mise en évidence des facteurs géographiques (facteurs « site ») est alors rendue difficile par la variabilité temporelle. Une stratégie particulière d'échantillonnage a donc été mise au point pour déterminer le pas de temps de mesure à partir duquel l'effet "site" est plus significatif que l'effet « temps », en fonction du descripteur environnemental.

Un échantillonnage spatio-temporel est exécuté. Il consiste, tout en enregistrant les différents paramètres hydrologiques, à passer plusieurs fois sur les mêmes points, repérés au GPS. Deux stratégies d'échantillonnage ont été évaluées. Elles consistent à effectuer plusieurs passages en divers sites de mesures. Dans le premier cas, 8 points disposés autour d'un carré de 500 m de côté, plus un au centre, sont échantillonnés. L'ordre de passage est modifié à chaque série

de mesures. Dans le second, 4 points d'échantillonnage sont répartis selon un axe longitudinal de 2 kilomètres, dans la longueur du banc ostréicole.

Pour une même durée de mesures (~ 3 heures), les deux stratégies d'échantillonnage spatial ont montré des différences notables. Celui de la surface (carré de 0,25 ha, à maillage donc relativement fin) a montré un effet significatif du facteur « temps » et aucune différence au niveau spatial. La stratégie « en ligne », géographiquement plus étendue, révèle en plus l'effet site recherché.

L'échantillonnage se fait autour des pleines mer de mortes-eaux. Plusieurs raisons ont guidé ce choix. La première est qu'il est nécessaire de pouvoir enregistrer les mesures environnementales afin de les rapprocher des données biométriques ou biochimiques des élevages ; des mesures au-dessus de ceux-ci, donc à pleine mer, devaient être réalisés. La seconde est due aux problèmes de variabilité temporelle des masses d'eau. Pour mettre en évidence les facteurs géographiques, il est nécessaire d'identifier les sources de variabilité et de les étudier de la façon la plus indépendante possible. D'où le choix des mortes eaux, période où les courants et les renouvellements sont moindres. Le cumul de ces observations nous a fait choisir des coefficients de marée entre 50 et 60, les plus faibles autorisant la navigation au-dessus des parcs d'élevage de la zone d'étude, tout en ayant des caractéristiques hydrodynamiques les plus stables possible.

3. Mise en évidence de zones atypiques au point de vue environnemental

Stratégie d'échantillonnage et traitement

La stratégie d'échantillonnage utilisée est la couverture globale de la zone en circulant en transect parallèle des uns aux autres comme présenté sur la figure 28. Dans ce cas, le courant lors de la période d'échantillonnage circule dans un axe Est/Ouest, pendant que l'axe d'acquisition des données est Nord/Sud, perpendiculaire à celui-ci. Chaque transect dure environ 15 mn. Cette stratégie a montré dans ce cas précis que l'effet « site » est alors très significatif, par rapport à l'effet « temps » qui devient négligeable. Autrement dit, la masse d'eau peut être considérée comme statistiquement homogène sur ce laps de temps.

Les interpolations sont donc réalisées en « bandes », chaque bande représentant 10 à 15 mn d'acquisition, comme l'enseignaient les essais décrits.

Le protocole est resté identique au cours des différentes campagnes d'acquisition. La programmation est similaire, calée sur la marée (fig. 30) Le bateau se situe dans la même zone géographique à chaque pleine mer, lors des différentes sorties. Les différences entre les sorties proviennent surtout du coefficient de marée, 52, 51 et 67 respectivement pour les sorties A, B et C (fig. 30).

La salinité a évolué de façon saisonnière. Malgré une forte pluviométrie la première quinzaine de juin, la salinité augmente de façon régulière au cours de la période printanière.

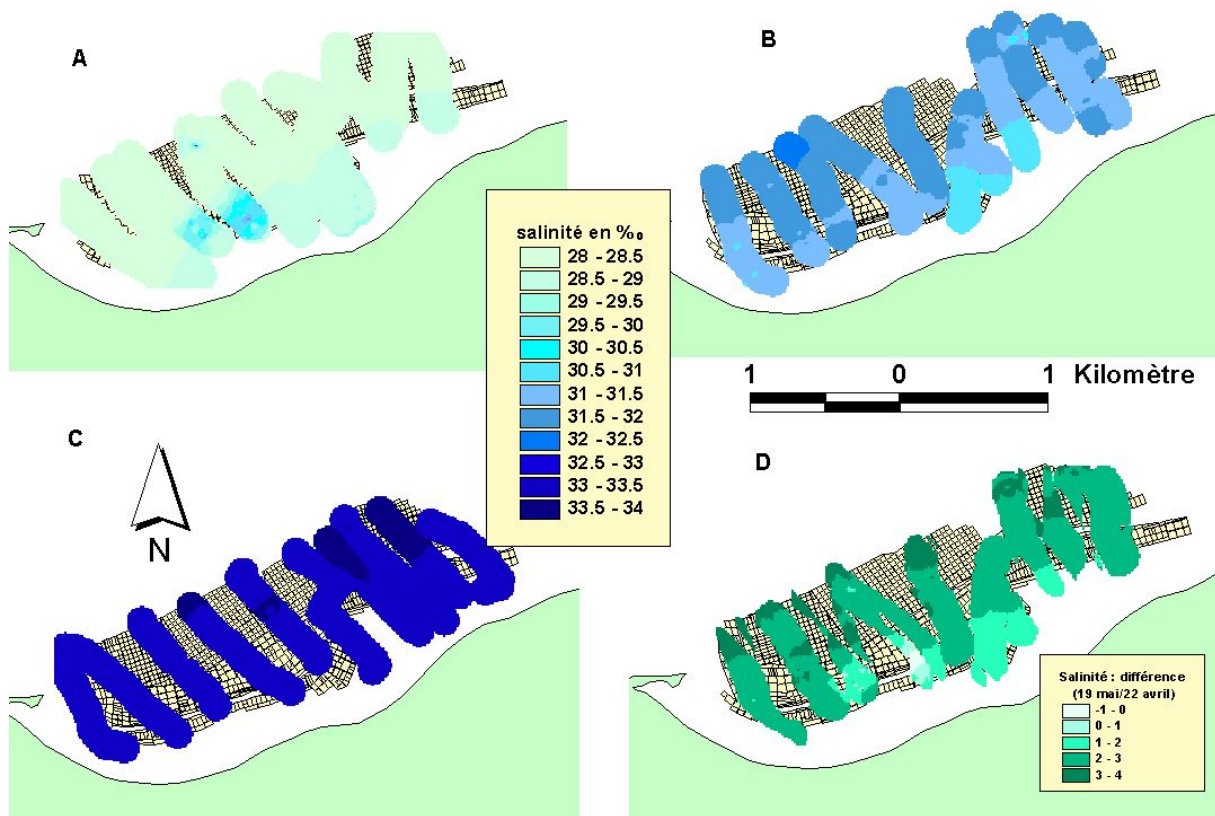


Figure 30 : Interpolation spatiale des données de salinité (méthode Inverse Distance Weighted). Evolution au cours de la saison printanière A : 22 avril 1998, B : 19 mai 1998, C : 16 juin 1998, D : différence 19 mai-22 avril (Le Moine, 1998)

L'échelle graphique retenue pour la salinité de la figure 30, à composante saisonnière, lisse les variations locales d'une campagne unique plus lisibles sur une échelle individuelle

La différence entre deux campagnes de mesures, rendue possible par la transformation en raster des données, montre l'homogénéité de l'évolution du descripteur choisi sur la zone considérée. L'image D de la figure 30 en est une illustration. Vis à vis de la salinité, la zone sud-est du banc ostréicole de Ronce-Perquis n'évolue pas comme le reste du banc, entre le 19 mai et le 22 avril. Un moindre renouvellement, et des apports d'eau douce terrigènes sont probablement à corrélérer à cette évolution différentielle.

4. Ressource trophique et validation de modèles biologiques

Des transects sont effectués sur une radiale prédéterminée avec pour objectif l'évaluation de la consommation par les huîtres ou l'évolution hydrodynamique d'une zone (fig. 31) Les campagnes durent trois heures, centrées sur la pleine mer en période de mortes-eaux.

Une interpolation linéaire est ensuite réalisée pour passer du mode « point » à une « trame » raster, où chaque pixel a sa valeur propre. Cette technique permet le calcul spatialisé. La localisation de zones évoluant d'une façon atypique au cours d'une marée ou entre deux campagnes de mesures est alors rendue possible par simple différence entre les rasters obtenus.

La validation de modèles biologiques nécessite la qualification de la zone géographique dans laquelle les élevages sont réalisés. L'affectation à chaque point de mesure du code du point

d'élevage d'huîtres suivi est fait sous SIG par une requête sur un espace tampon autour des points suivis (fig.31). Les données environnementales sont alors traitées pour chaque point après liaison avec les coordonnées géographiques. Cette technique permet alors les analyses statistiques (ANOVA) qui détermineront la significativité des fluctuations environnementales entre les zones d'influence des lots d'animaux échantillonnés.

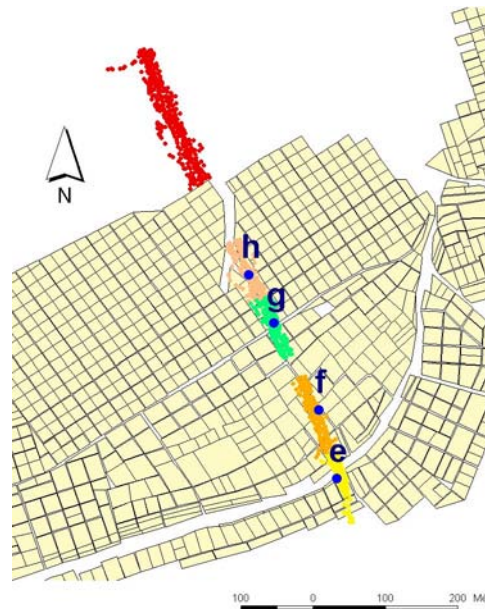


Figure 31 : Transect de mesure, affectation zonale aux sites d'échantillonnage.

Eléments de compréhension de l'hydrodynamisme

La figure 32 montre l'évolution de la température le long de la radiale sélectionnée. Selon le protocole décrit ci dessus.

Une interprétation hydrodynamique se dégage de ces résultats. Pendant le flot, l'arrivée d'une masse d'eau plus fraîche, océanique, résulte de la marée (fig. 32 A à E). Puis la masse d'eau s'homogénéise progressivement autour de la pleine mer par mélange (fig. 32H). Au jusant, une masse d'eau plus froide arrive de l'est sur le banc, (fig.32, J à M) en provenance de la Seudre.

Estimation de la ressource trophique - validation de modèles biologiques

La figure 33 montre l'évolution de la fluorimétrie le long de la même radiale. Celle-ci est choisie dans l'orientation de l'axe du modèle de productivité biologique (Soletchnik *et al.*, 1999). L'huître est un organisme filtreur, consommant du phytoplancton, dont une des méthodes d'évaluation quantitative est la mesure de la chlorophylle. La corrélation entre la fluorimétrie et la chlorophylle a est inverse. La figure 33 est présentée dans les unités fournies par la sonde (Chelsea Instrument) utilisée pour ces mesures. Plus la donnée en unité « sonde » est élevée (partie bleue de la légende), moins la teneur en chlorophylle est forte. Lors du flot,

le milieu est faible en chlorophylle, par l'effet de déplétion de nourriture résultant des élevages sous-jacents (fig. 33, A à G).

D'autre part, l'eau du flot n'est pas celle qui apporte le plus de phytoplancton. La chlorophylle augmente lorsque la mer descend (fig. 33, H à M). La production primaire semble donc d'après ces mesures, s'effectuer dans le bassin, probablement dans le sud avec les apports de la Seudre, enrichis des apports des marais avoisinants. Il est également possible qu'il s'agisse de microphytobenthos remis en suspension (Guarini, 1998).

La consommation par les élevages ostréicoles a lieu dans l'axe approximatif Nord-Sud du banc. Ainsi, les masses d'eau au sud sont très appauvries par rapport à celles du nord du banc. Cette déplétion présente la même tendance et confirme les modèles de production de chair d'huîtres développés à partir des mesures de terrain.

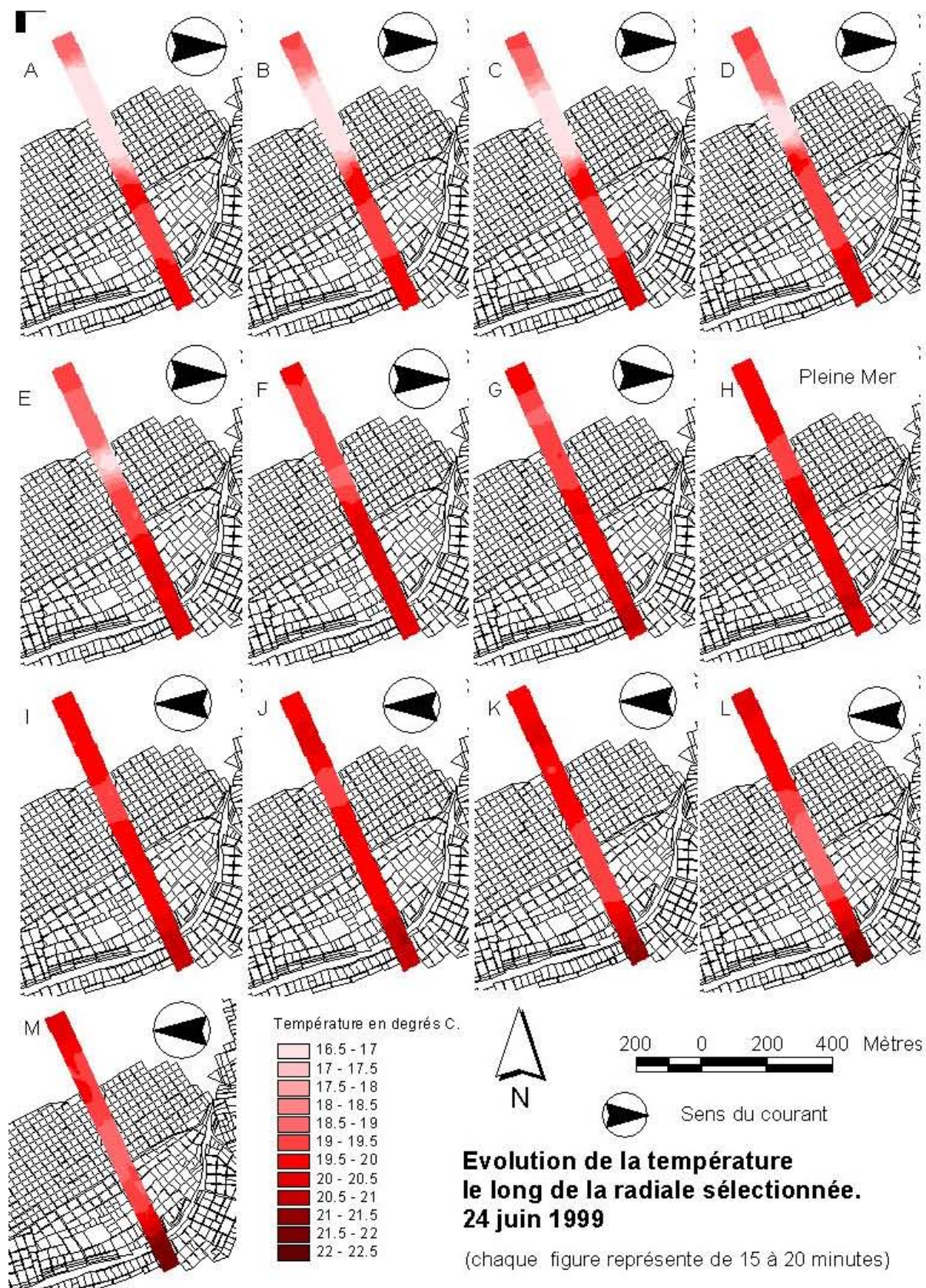


Figure 32 : Evolution de la température sur le banc de Ronce Perquis autour de la pleine mer (24 juin 1999).

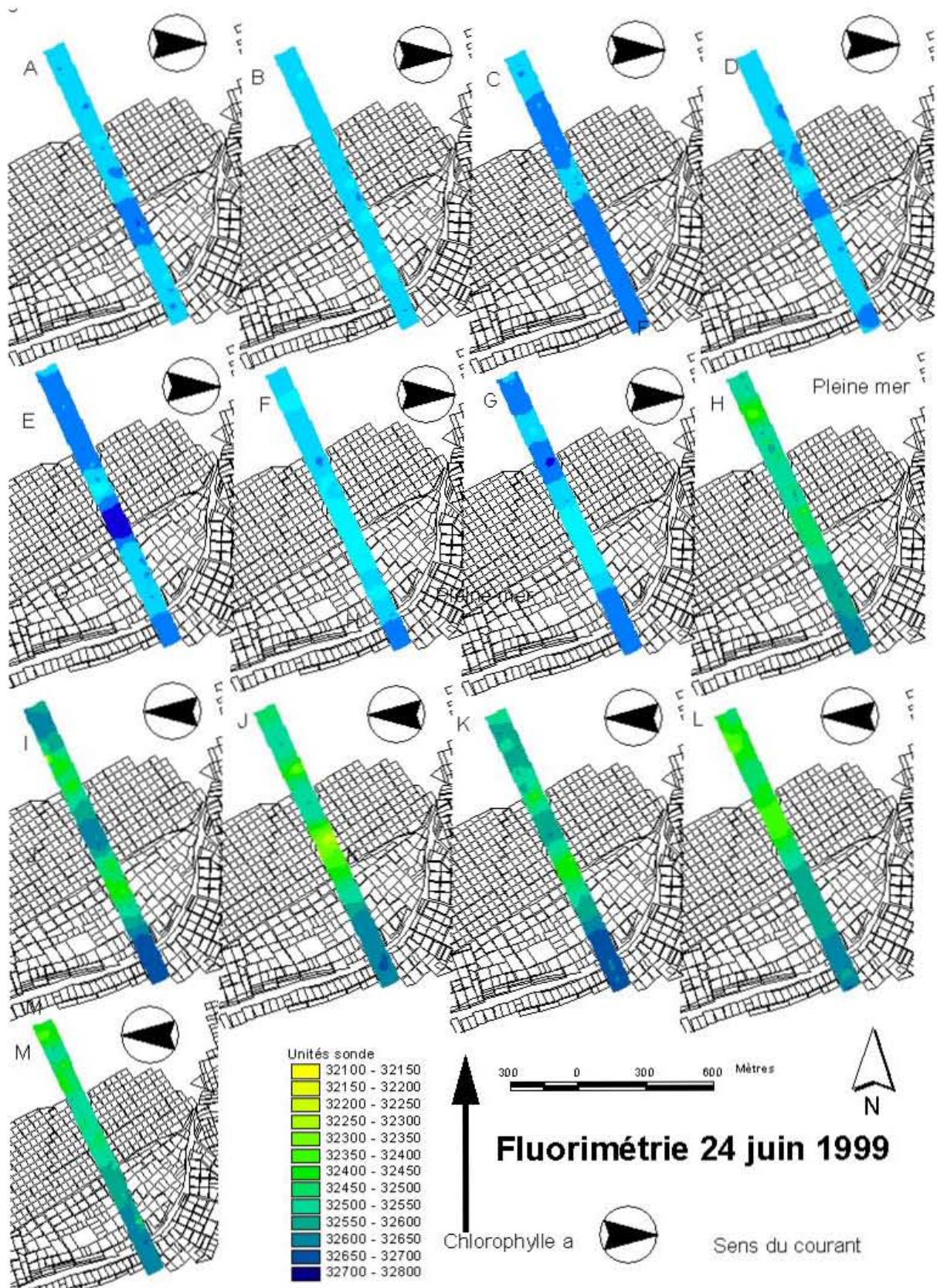


Figure 33 : Evolution de la fluorimétrie sur le banc de Ronce Perquis autour de la pleine mer (24 juin)

Références

Gouletquer Philippe, Soletchnik Patrick, Le Moine Olivier, Razet Daniel, Geairon Philippe, Faury Nicole (1998). Summer mortality of the Pacific cupped oyster *Crassostrea gigas* in the Bay of Marennes-Oleron (France). CIEM Conseil International pour l'Exploration de la mer. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/3093/>

Guarini, J.M., (1998). Modélisation de la dynamique du microphytobenthos des vasières intertidales du bassin de marennes-oleron. Effets des synchroniseurs physiques sur la régulation de la production. hesis, Université Paris 6.

Héral Maurice, Deslous-Paoli Jean-Marc (1985). Analyse historique de la production conchylicole du Bassin de Marennes-Oléron et essai d'estimation empirique du potentiel conchylicole. Colloque Franco-Japonais d'Océanographie. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/2958/>

Le Moine Olivier, Soletchnik Patrick, Geairon Philippe, Razet Daniel, Faury Nicole, Gouletquer Philippe (1997). Déterminisme des mortalités estivales d'huîtres creuses *Crassostrea gigas* dans le bassin de Marennes-Oléron : choix d'un site atelier pilote, prééchantillonnage et perspectives. Journées Conchylicoles Ifremer 1997. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/3249/>

Lodato Marie-Isabelle (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/>

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

Soletchnik Patrick, Le Moine Olivier, Razet Daniel, Geairon Philippe, Faury Nicole, Gouletquer Philippe, Robert Stephane (1999). Mortalités estivales de l'huître creuse (*Crassostrea gigas*) dans le bassin de Marennes-Oléron (France). Etude de la variabilité spatiale des caractéristiques environnementales de croissance et de production par un Système d'Informations Géographiques (GIS). Journées Conchylicoles Ifremer 1999. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/3377/>

2. Evaluation en 3 dimensions de la ressource trophique. (cartographie et validation des indices de stratification des masses d'eaux)

Contexte

Le développement des techniques d'aquaculture en eau profonde ou sur filière nécessite la connaissance de la qualité des eaux superficielles comme vu précédemment. Il implique également la reconnaissance de la capacité de stratification de la masse d'eau sur le site considéré. En effet, les deux variables forçantes de la croissance ou de la qualité des mollusques en élevage (température et ressource trophique) sont directement liées à la présence (ou l'absence) d'une zone particulière de transition thermique rapide des eaux sur la hauteur de la colonne d'eau, la thermocline. Par définition, elle conditionne la température en fonction de la hauteur d'eau, mais elle structure également la répartition des nutriments que l'eau douce véhicule, et par voie de conséquence, les communautés phytoplanctoniques (Simpson, J.H. & Hunter J.R., 1974). Sa présence dans un secteur géographique est donc un des critères qui peut aider à qualifier une zone, et influencer sur la zootechnie la mieux adaptée (élevage sur le fond ou en suspendu ...).

Matériels et méthodes

La première approche dans cet objectif de qualification de zone est cartographique. Il existe en effet des indices morphodynamiques exprimant la capacité des masses d'eau à se stratifier. Lazure et al.(2008, d'après Simpson et al. 1974) ont calculé cet indice spatialisé (fig.34), que nous avons inclus sous SIG.

La validation de ce zonage, nécessaire avant l'application à la recherche d'un site à potentialités aquacoles, peut se faire en appliquant la même technique que dans le paragraphe précédent, mais via un échantillonnage sur l'ensemble de la colonne d'eau.

Le SIG embarqué acquiert en permanence le positionnement du bateau et permet de définir et d'affiner la campagne d'échantillonnage au fur et à mesure de celle-ci. La recherche des limites des zones cartographiées impliquant le positionnement relativement précis de la mesure par rapport au zonage impose donc un SIG embarqué.

Le matériel d'acquisition de la qualité de l'eau - fluorimètre Turner C3, enregistrant profondeur, fluorimétrie, turbidité, température, et une sonde salinité- (fig. 35) est tracté par le bateau sur la zone à échantillonner (fig 36). Il est équipé d'ailerons de stabilisation horizontale. La vitesse de traction seule impose la plongée ou la remontée de l'ensemble.

Les accélérations et ralentissements successifs déclenchent donc des enregistrements de profils verticaux de l'ensemble des paramètres.

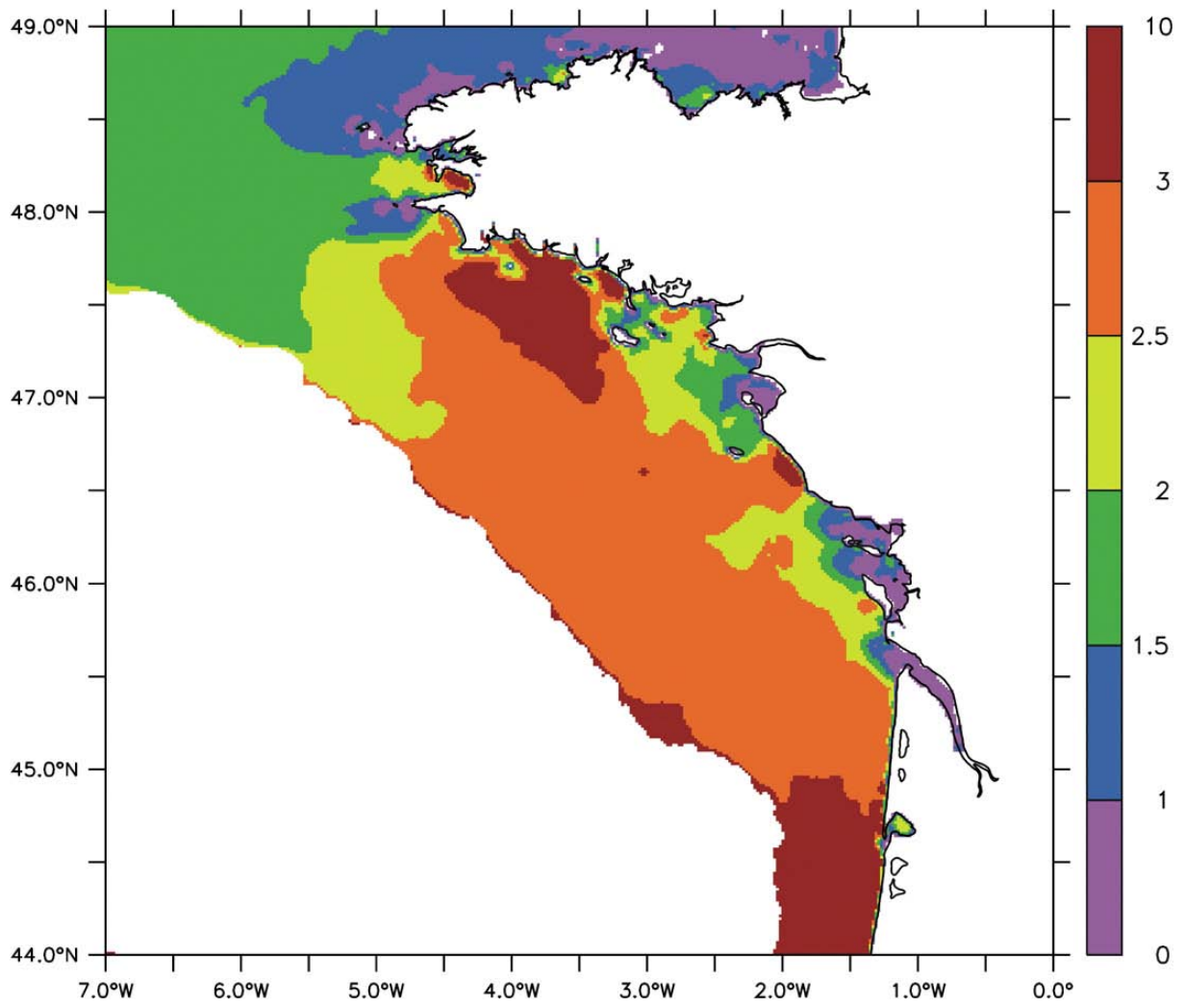


Figure 34 d'après Lazure et al., 2008 : Critère de Simpson and Hunter (1974) en échelle logarithmique



Figure 35 : Fluorimètre Turner C3 gréé de ses stabilisateurs

Résultats

La zone choisie pour développer et tester la méthode de validation de la capacité de filtration est une zone de forte probabilité selon l'indice de Simpson, située sur l'ouest de l'île d'Oléron (France) (Figure 36).

Chaque transect a duré une heure environ, autour de la pleine mer. Les mouvements de masse d'eau sous l'influence des courants de marée sont ainsi minimisés (fig. 36). Pour améliorer la lisibilité, les transects sont représentés sur la longitude W ou la latitude N selon l'axe dans lequel ils ont été acquis.

Au vu des courbes (de haut en bas : température, salinité et chlorophylle) il apparaît que les différentes variables sont clairement stratifiées.

- La température présente une thermocline (passage de 17 à 15 °C. entre 10 et 12 m de profondeur).
- La salinité évolue également sur la profondeur, mais de manière moins brutale cependant, passant de 32,5 en surface à 35 au fond
- La chlorophylle (reflétant la présence du phytoplancton) présente une concentration maximale entre 3 m et la thermocline, comme attendu selon la bibliographie.

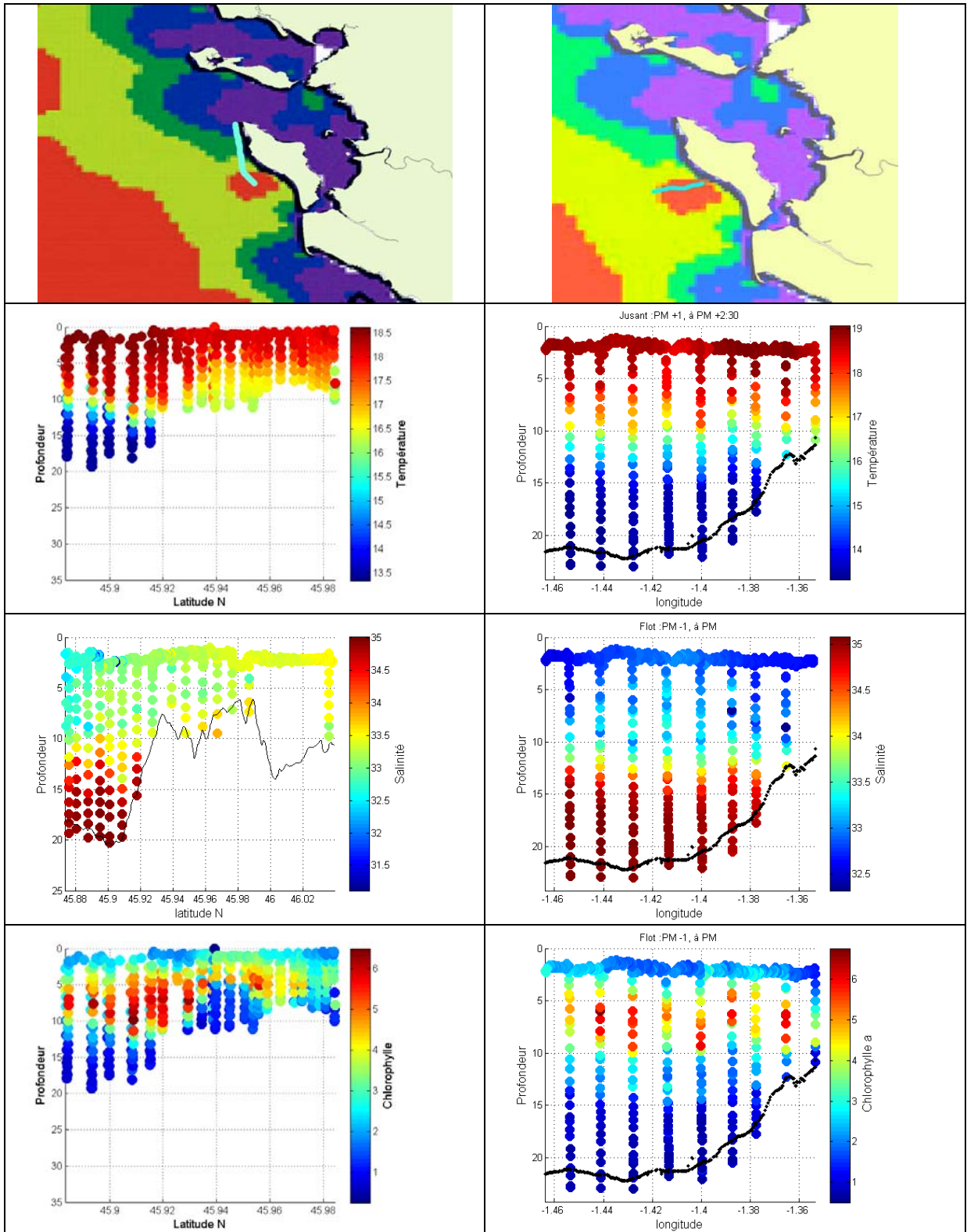


Figure 36 : Transect d'acquisition (bleu clair le 02/07/2013) au Nord Ouest de l'île d'Oléron; l'aplatissement coloré représente l'indice de Simpson et Hunter de probabilité de stratification de la masse d'eau (d'après Lazure, 2008).

Toutes ces variations correspondent spatialement à une superposition à la zone rouge de la carte, ce qui tend à valider l'indice de Simpson et Hunter utilisé. Un traitement géostatistique plus poussé et d'autres campagnes seraient néanmoins nécessaires pour une validation plus robuste.

Conclusions

Les indices spatialisés de type morphodynamique comme celui développé par Simpson et Hunter (1974) sont très riches d'information, notamment en les incorporant dans un SIG développé pour la recherche de sites potentiels pour l'aquaculture. En effet, ils intègrent des notions de dynamique (énergie des courants de marée), et de morphologie (bathymétrie, relief et nature des fonds sous marin). De plus, ils apportent des informations très importantes sur la caractérisation de variables forçantes de la croissance des animaux en élevage comme la température et la disponibilité trophique.

Le positionnement des zones stratifiées et thermoclines sont en effet des éléments pour le choix de la zootechnie à appliquer :

- si la présence d'une thermocline est avérée, l'espace et la hauteur d'eau disponibles pour des cultures suspendues se limitent à la tranche d'eau située au dessus (où la température et la disponibilité trophique sont propices
- dans le cas où elles est absente, les techniques sur le fond peuvent également être utilisées.

Les outils de positionnement GPS, couplés à des cartographies thématiques exploratoires sous SIG embarqués forment une "trousse à outil" en phase d'approche et de qualification de l'environnement marin indispensable aujourd'hui dans ce type de recherche.

En dernier lieu, les traitements géostatistique et analyses inter-couches (dynamique, biologie, physicochimie, etc), outils disponibles dans les outils SIG, sont nécessaires à une qualification précise et validée de l'environnement côtier, et de sa capacité à soutenir les élevages.

Références :

Lazure, P., F. Dumas and C. Vignaud (2008), Circulation on the Armorican shelf (Bay of Biscay) in autumn, *J. Mar. Syst.*, 72, pp. 218–237.

Simpson, J.H. and Hunter, J.R. (1974). Fronts in the Irish Sea, *Nature (London)*, 250, 404-406.

D. Hydrodynamique et approche écophysiological intégrée : développement de modèles de déplétion (marais)

Integration of hydrodynamics and eco-physiology for the development of depletion modelling in oyster ponds (wetlands)

1 Analyse des capacités conchylicoles du marais charentais

La conchyliculture en région Poitou-Charentes représente l'une des activités économiques les plus importantes en zone côtière. Ce sont près de 7800 hectares qui sont occupés dans cette région, par des concessions ostréicoles, dont 3000 hectares de marais littoraux (Prou et Héral, 1998). Ainsi le secteur de Marennes-Oléron représente à lui seul 45000 à 60000 tonnes d'huîtres creuses commercialisées annuellement. Pour faciliter la vente, la profession a créé une marque commerciale « Marennes-Oléron ». Pour obtenir l'autorisation d'utiliser la marque, les éleveurs sont tenus de respecter un cahier des charges précis. Celui-ci inclut une phase d'élevage nommée « affinage » en claires ostréicoles, spécialité régionale. Elle procure aux huîtres une saveur particulière et une meilleure tenue à l'exondation. Après cette étape de finition, les huîtres sont dites « spéciales » ou « fines » de claires, suivant la durée et la densité d'élevage respectés. De nombreuses études scientifiques sont menées pour la compréhension de cet écosystème particulier, en lien avec les activités économiques qui s'y déroulent. Outre l'aspect purement cartographique, cette étude doit également fournir des éléments spatialisés de la disponibilité trophique du système. Une première étape est présentée ici aboutissant à une cartographie de la capacité des huîtres à filtrer l'eau retenue dans les claires lors des périodes de mortes eaux à partir de données existantes ou acquises, et des modèles écophysiological développés (Le Moine, 2000).

Données sources

Les données vectorielles utilisées sont originaires de la BD TOPO Pays de l'Institut Géographique National (IGN), de précision métrique (fig. 37). Elles sont complétées de données de sondes bathymétriques acquises par le laboratoire dans le cadre du Contrat de Plan Etat-Région à l'aide du SIG embarqué (fig. 38), et interpolées.

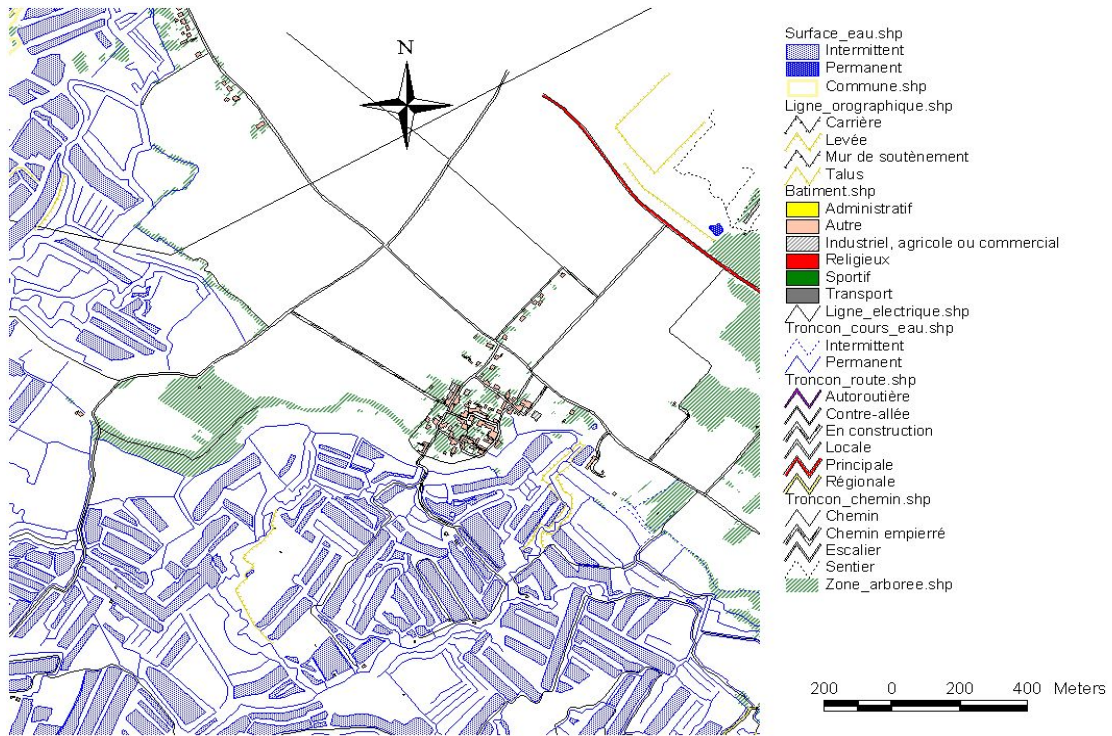


Figure 37 : Données BD TOPO Pays de l'Institut Géographique National (IGN)

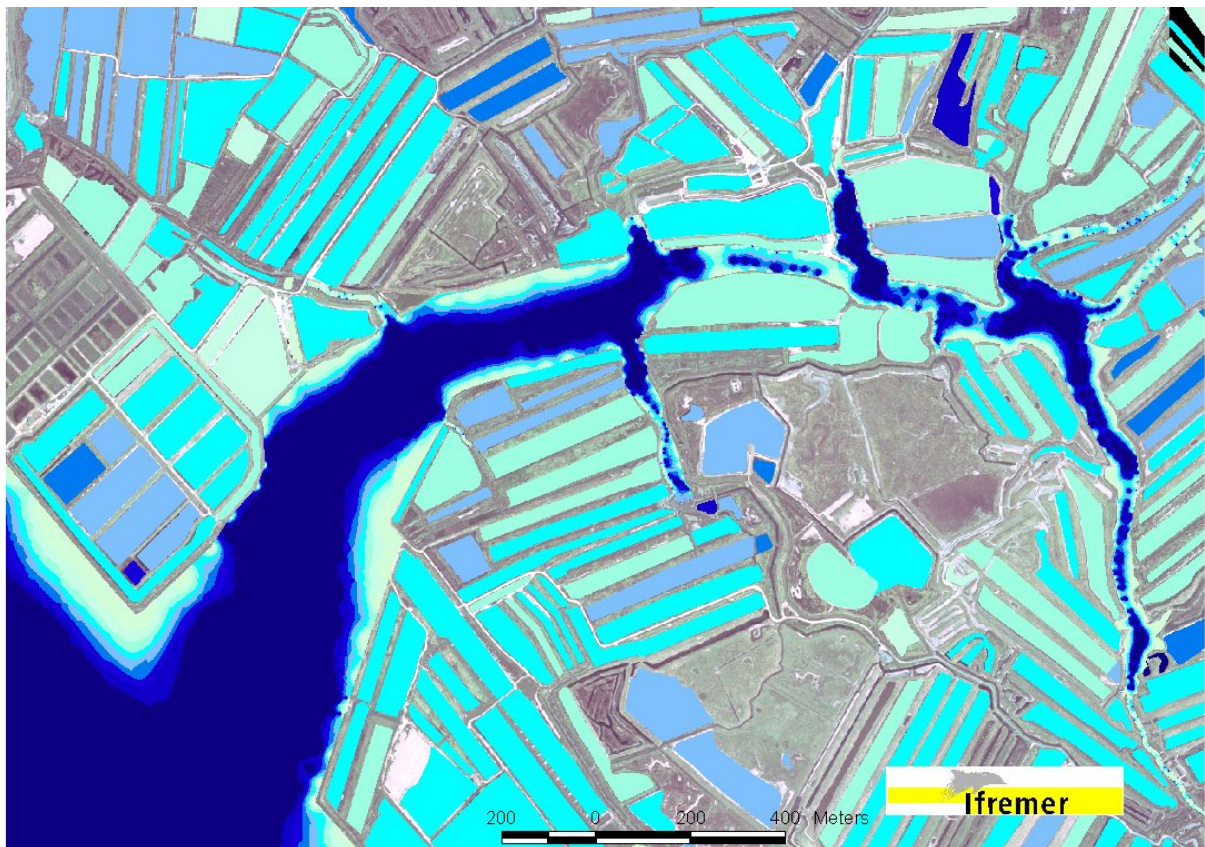


Figure 38 : Données Bathymétriques (IGN et IFREMER)

Le modèle écophysiological de filtration des huîtres (Bougrier et al., 1995) est appliqué par calcul de l'attribut correspondant (fig.39). Une norme de densité des huîtres (3 animaux de 80 g. par m²) a été appliquée.

Ce modèle est le suivant :

$$CR = [4,82 - (0,013 * (T - 18,95))^2] * DW^{0,439}$$

Avec : CR = Clearance Rate (filtration en litre par heure)

T = Température, ici 18°C

DW = Dry Weight, poids sec = 2,45 % du poids total en juin (données IFREMER)

La côte altimétrique de l'eau retenue pour le calcul des volumes d'eau des claires est de 5 m. Elle correspond à un coefficient de marée moyenne. Les côtes de fond de claires sont fournies par la BD TOPO et validées par des mesures in situ au DGPS.

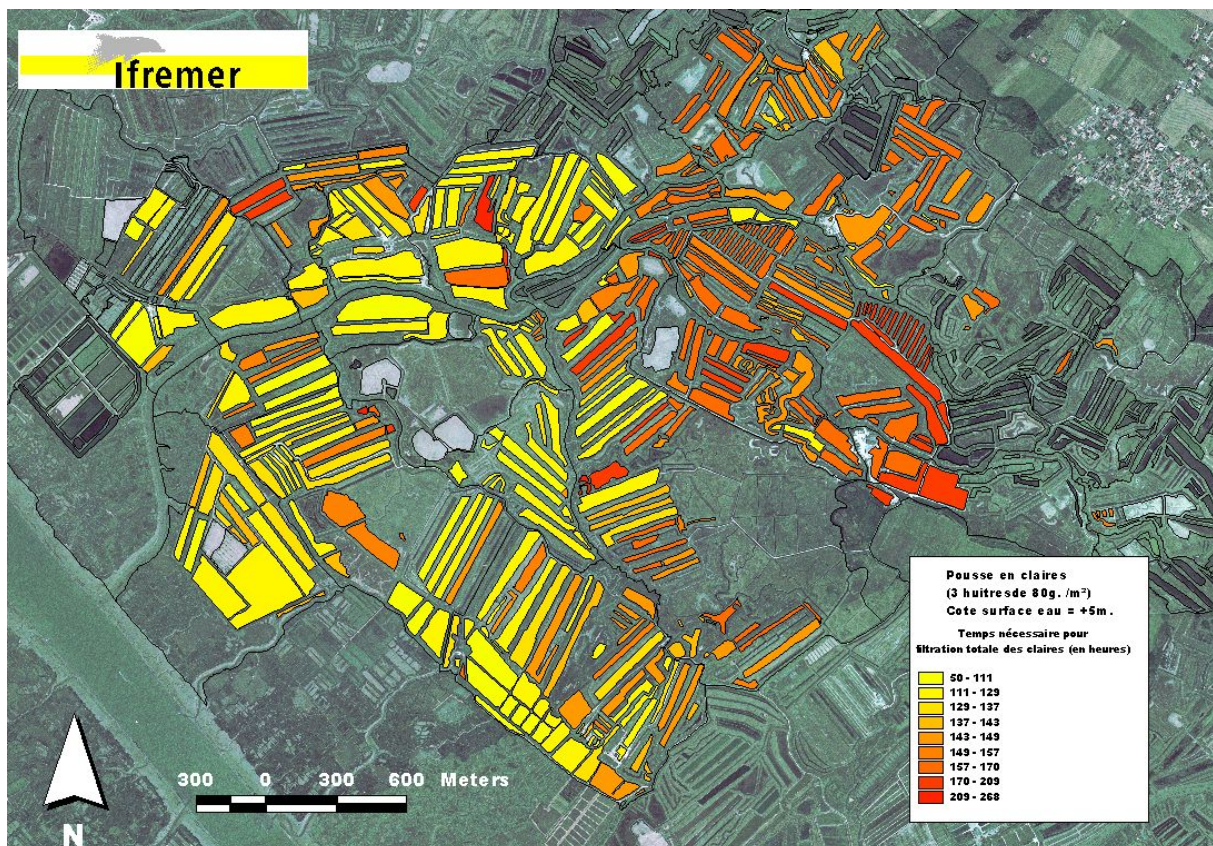


Figure 39 : Application des données de modèles écophysiological de filtration des huîtres : temps nécessaire aux animaux pour filtration totale de la claire.

On note une relative hiérarchisation des claires en fonction du temps nécessaire à la filtration de 100% de la masse d'eau. Elle est apparemment liée à l'éloignement de la rivière Seudre qui alimente toutes les claires. Ce phénomène est sans doute dû au fait que, plus les claires sont loin dans le réseau d'alimentation, plus la côte altimétrique de leur sol est basse. Ceci, à une altitude de surface d'eau égale liée à la marée, a pour effet d'augmenter le volume, et donc le temps nécessaire aux huîtres à filtrer la totalité de l'eau. Les claires récemment restructurées, dans la zone proche de la Seudre, se distinguent également par leur hauteur d'eau plus

importante et conséquemment leur temps de filtration 100% plus important. Ce travail se poursuit par l'intégration de la dynamique des marées, une fois les ouvrages de prise d'eau cotés en altimétrie et géométrie.

Références

Bougrier Serge, Geairon Philippe, Deslous-Paoli Jean-Marc, Bacher Cédric, Jonquieres Gérard (1995). Allometric relationships and effects of temperature on clearance and oxygen consumption rates of *Crassostrea gigas* (Thunberg). *Aquaculture*, 134, 143-154.

Le Moine Olivier, Razet Daniel, Geairon Philippe, Gouletquer Philippe (2000). Gestion durable des activités en marais et en zones littorales. Rapport intermédiaire : cartographie des usages du marais. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00077/18792/>

Prou Jean, Héral Maurice (1997). Le marais salé des pertuis charentais : à la recherche d'un développement durable. Marais maritimes et aquaculture : activité durable pour la préservation et l'exploitation des zones humides littorales. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/3235/>

2 Evaluation de l'impact potentiel de l'implantation de nouvelles filières mytilicoles sur les productions existantes

Un projet de développement d'un champ de 400 filières dans la zone de La Malconche (Nord Ouest du bassin de Marennes - Oléron) a été développé. Un certain nombre de questions se posaient à ce sujet, quant à sa faisabilité, et son impact sur l'environnement ou les élevages préexistants. Afin d'établir un état des lieux et d'affiner les connaissances du milieu dans cette zone majoritairement non exploitée, une étude a été demandée au Laboratoire Environnement Ressources des Pertuis Charentais de l'IFREMER (LERPC) par le Comité Régional Conchylicole de Poitou-Charentes (CRC).

Cette étude portait sur les conditions environnementales (courants, conditions hydrologiques) de la zone et sur une estimation du risque d'impact en terme de compétition trophique sur les autres élevages. La question est de déterminer l'impact éventuel de nouveaux élevages en amont sur la capacité trophique (croissance/qualité) des élevages préexistants. Les biomasses en place de l'ordre de 95000 tonnes exploitant déjà pleinement les ressources de l'écosystème au sein du Bassin de Marennes Oléron (Héral, 1989 ; Héral et al., 1988).

Les différentes missions de soutien aux administrations et professions côtières assumées par le LERPC avaient déjà nécessité la constitution d'un SIG sur les différents usages de l'espace de la mer des pertuis (cf supra), comprenant l'emprise cadastrale conchylicole des services de l'Etat. Il a servi à établir la base de travail préalable à la modélisation et outil d'analyse et de synthèse ensuite, méthode choisie pour évaluer l'impact des nouvelles installations prévues.

Les variables du modèle de déplétion des apports océaniques

La méthodologie utilisée pour évaluer l'impact éventuel des nouvelles installations sur celles déjà existantes fait appel à une double modélisation, hydrodynamique et écophysiological. Le principe est d'évaluer la masse de matières en suspension filtrée par les huîtres et moules en place (état initial), puis de rajouter le stock correspondant aux nouvelles structures. Le calcul est alors répété afin de comparer le résultat du second calcul à celui du premier. Les variables d'entrée sont d'ordre biologique (espèces et biomasses présentes) et environnementales (température et matières en suspension influençant la capacité de filtration des animaux)

Les biomasses en jeu :

Les poids moyens retenus pour les calculs de simulation sur 1 an sont issus des réseaux REMORA et REMOULA d'IFREMER (fig. 40).

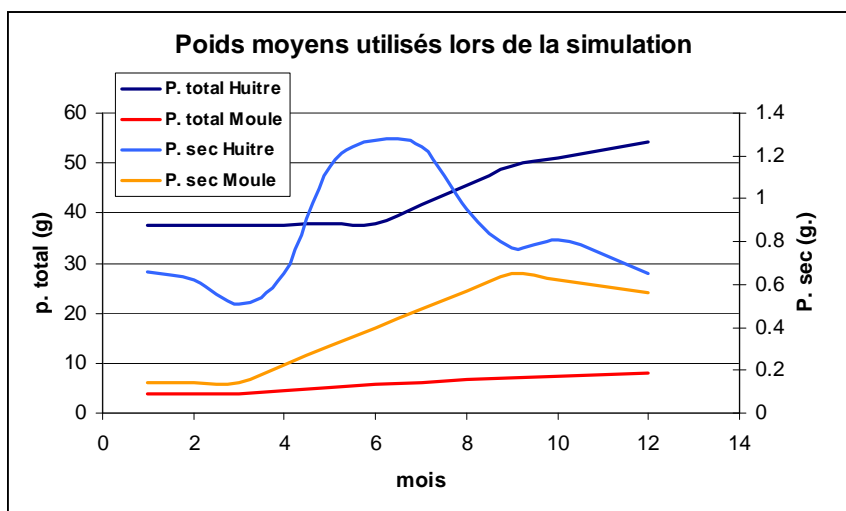


Figure 40. Variables utilisées pour la modélisation : Evolution saisonnière des poids totaux et poids secs des moules et huîtres.

Les densités et la répartition des biomasses sont issues de l'évaluation des stocks (données Ifremer – SRC) de 2001 (Le Moine, 2002). Celles ci sont implémentées dans les emprises d'élevages dans le SIG réalisé par l'Ifremer.

La situation actuelle sur la Malconche porte sur 25 filières à moules de 100 m. L'IFREMER estime la biomasse à 250 T (100 kg de moule/mètre linéaire de filière).

La situation future sur la Malconche prévoit 420 filières de 100 m réparties ainsi :

- 380 filières de 100 m pour les huîtres, soit une biomasse théorique maximale est de 5 472 tonnes.
- 40 filières de 100 m pour les moules dont la biomasse totale atteint 400 tonnes.

L'ensemble de ces informations est également reportée dans les couches SIG. Le modèle hydrodynamique utilisé est un modèle qui produit les calculs selon un maillage de 100 m de côté, ne correspondant en aucune manière aux parcelles cadastrales. Un travail de récapitulation a donc été fait sous SIG, qui a consisté à intersecter les données de biomasses avec les mailles de calcul du modèle, puis à calculer la somme des biomasses contenues par maille (en huîtres et en moules).

Les données environnementales

Les matières en suspension, organiques et minérales (moyennes mensuelles entre 1977 et 2008 de la base hydrobiologique Razlec) sont nécessaires au modèle écophysique (fig. 41).

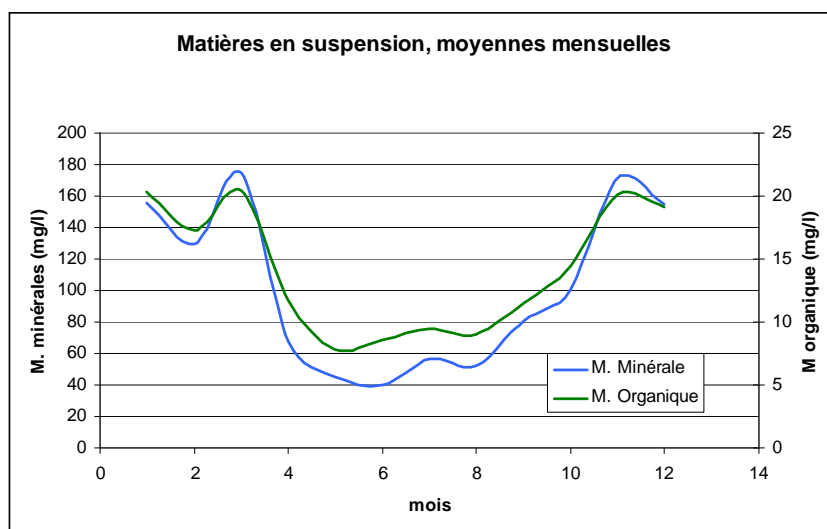


Figure 41. Matières en suspension minérales et organiques (moyennes mensuelles de base Razlec entre 1977 et 2008).

Les résultats de simulation du modèle

Le modèle hydrodynamique utilisé est celui développé par l'IFREMER, MARS 2D. Il fonctionne en deux dimensions ("2D") et calcule donc des vitesses et directions de courants moyennés sur la colonne d'eau (Stanisière et al., 2006). Les stocks ostréicoles et mytilicoles spatialisés (Le Moine, 2002) ont été inclus dans le code de calcul. Les fonctions physiologiques sont issues des modèles d'écophysiologie de la moule et de l'huître (Hawkins et al., 1998 ; Bougrier et al., 1995).

Le modèle résultant permet ainsi de calculer, à chaque pas de temps, la consommation (organique et minérale) des coquillages en fonction de la concentration de matière en suspension (fig. 41) et du poids sec des bivalves (fig. 40).

Les équations des modèles sont les suivantes (fig. 42):

- ❖ Huîtres : $TF = 0,64 * MES^{1,22}$
- ❖ Moules $TF = 4,13 * MES^{1,91} * FMO^{2,26}$

Avec : TF = taux de consommation en mg/h.
MES = Matières En Suspension (total organique + minéral)
FMO = Fraction de Matière Organique (par rapport aux MES°)
Les modèles ont été établis pour des animaux d'un poids standard de 0,5g.

Ces modèles d'écophysiologie ont été retenus pour les raisons suivantes :

- ❖ développés à Marennes Oléron avec des données locales de matières organiques en suspension pour les huîtres, organiques et minérales pour les moules, et donc ne nécessitant pas de validation supplémentaire.
- ❖ Cohérence entre le modèle moule et le modèle huître, dans leur conception et dans les variables utilisées.

Ces modèles ont été couplés au modèle hydrodynamique, de façon à quantifier les flux de matières en suspension, avant et après consommation par les stocks. Cette "consommation" représente en fait la quantité de particules en suspension prélevée par les stocks dans la colonne d'eau. Une petite partie est digérée par les bivalves ; la plus grande est émise sous forme de fèces et pseudo fèces (biodépôts) sédimentant peu à peu.

Le modèle ne prend pas en compte la re-mobilisation de cette matière organique ainsi déposée par les filtreurs, comme source alimentaire potentielle pour les stocks.

La simulation est réalisée sur un an, avec des données météorologiques et des débits de rivière réels (année 2004). Cette option a été prise pour intégrer la variabilité saisonnière des facteurs météorologiques (vents, débits de rivières) et leur influence importante sur l'hydrodynamisme (Stanisière, 2006).

Le modèle mis en œuvre simule l'apport océanique des matières en suspension. Il "injecte" à chaque pas de temps de calcul la concentration saisonnière en MES.

La disposition des filières de la Malconche dans le système hydrodynamique ne lui permet pas d'impacter les productions trophiques endogènes au bassin de Marennes Oléron.

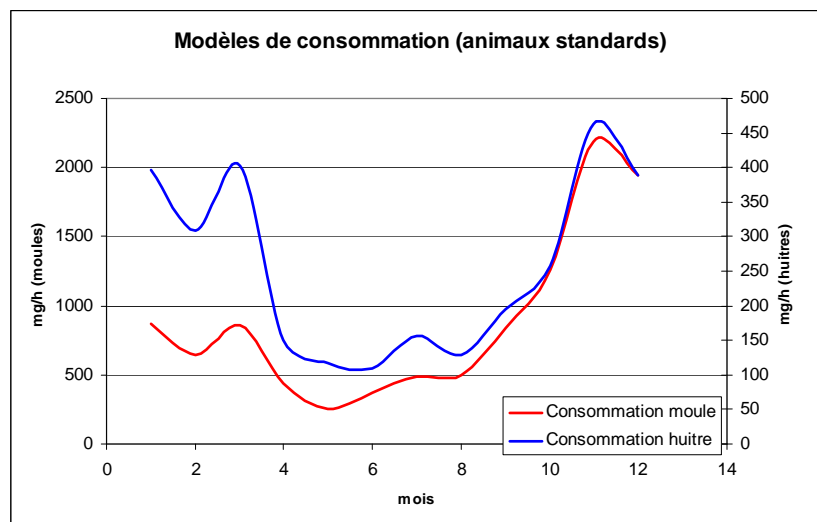


Figure 42. Modèles de consommation huîtres et moules (animaux standards de 0,5 g de poids sec).

La consommation des stocks en matières minérales et organiques est cumulée sur l'année 2004. Elle intègre :

- ❖ La durée de consommation en fonction : (1) du type d'élevage (estran ou filières) et (2) de la bathymétrie pour les élevages sur estran. Tous les bivalves consomment dès leur immersion ; Dans le cas particulier des bouchots, la consommation est progressive au fur et à mesure de l'immersion des pieux.
- ❖ La variabilité saisonnière, au fond et en surface, des apports en matières en suspension.
- ❖ La variabilité météorologique.
- ❖ La croissance annuelle en poids sec des huîtres et des moules.

Durant la durée de la simulation, le nombre de bivalves est constant.

Le résultat de calcul du modèle est ensuite réinjecté dans le SIG pour analyse de l'impact. La carte présentée en fig. 43 représente la fraction des apports phytoplanctoniques en provenance de l'océan, prélevée par les nouvelles installations.

L'effet sur les zones d'élevages est très variable spatialement. Il est très élevé sur les filières des Saumonards, au Nord de l'île d'Oléron, et diminue en descendant vers le Sud (île d'Oléron, Lamouroux, la Casse) pour s'annuler au centre du bassin. Les zones les plus affectées d'après les résultats du modèle sont donc celles situées les plus au nord dans le bassin, qui sont à la fois plus proches du nouveau site et de faible capacité de renouvellement..

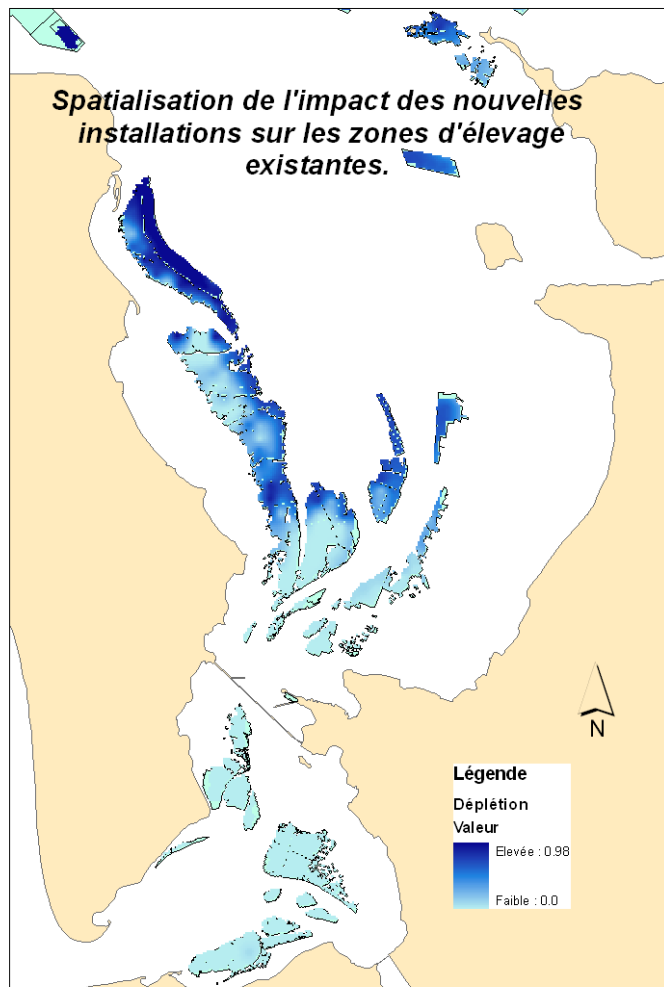


Figure 43. Résultats des simulations

Discussion

Le calcul est réalisé en deux dimensions, et moyenne donc les résultats sur la colonne d'eau. Un calcul en trois dimensions représenterait sans doute mieux le système, et le prélèvement des animaux sur le milieu.

Dans le calcul de simulation, les matières filtrées ne sont pas remises en suspension. Elles sont donc devenues indisponibles pour les bivalves. Dans la réalité, seule la fraction ingérée,

de l'ordre de 10 % de la fraction consommée, est prélevée sur le milieu et permet la croissance des bivalves (fig. 44). Le reste, matière particulaire retenue dans les pseudo fécès, contient une part importante de matière organique inerte et vivante susceptible d'être réutilisée rapidement par les déposivores et filtreurs - ce qui nécessite dans ce dernier cas, une remise en suspension non prise en compte par le modèle. Le mode de calcul retenu surestime donc le prélèvement par les élevages.

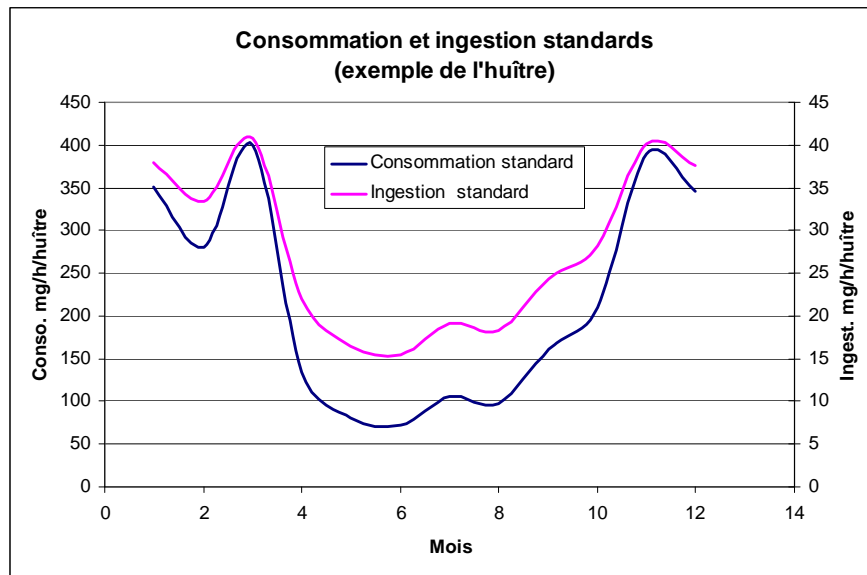


Figure 44. Consommation et ingestion comparées d'une huître standard (0,5 g de poids sec).

Conclusion

Ce type d'expertise, présenté ici comme exemple, n'est rendu possible que par la multiplicité et la compatibilité des outils utilisés. Les données et analyses SIG préalables sont indispensables à la constitution même du modèle de calcul hydrodynamique et écophysologique.

L'intégration des résultats dans le même système après calculs permet l'affectation des résultats aux parcelles conchylicoles, de manière à les renseigner en terme de sensibilité aux résultats. Cela permet également le croisement avec d'autres types de sources (fig 45) pour enrichir et diversifier l'expertise.

En dernier lieu, le SIG est un outil de communication et de diffusion de l'information particulièrement efficace qui a été utilisé lors des sessions de restitution à la profession conchylicole et aux administrations en charge de la gestion des espaces marins. Un attrait supplémentaire réside maintenant dans leur capacité à lire les données multidimensionnelles (bibliothèque NetCDF par exemple) et à les convertir en animations au pouvoir didactique puissant.

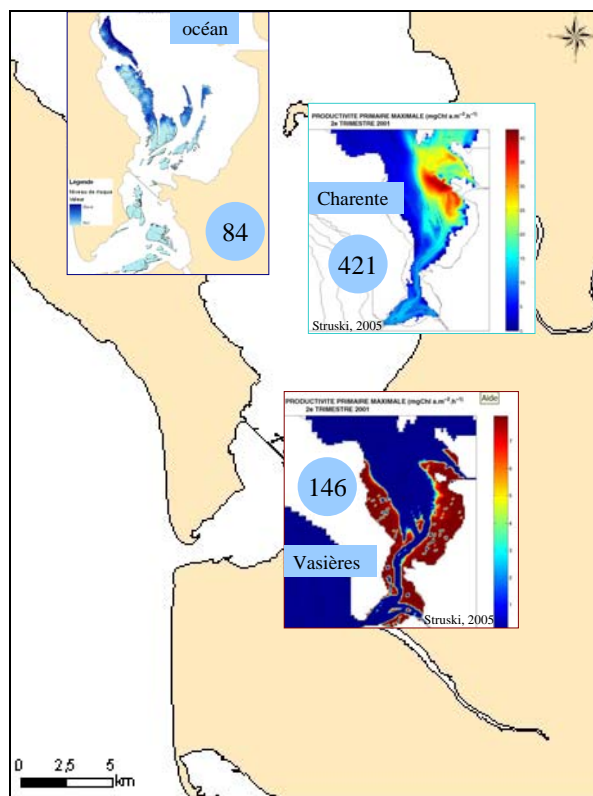


Figure 45. Origine de la ressource chlorophyllienne théoriquement disponible pour les bivalves (en tonnes de chlorophylle a par an) (d'après Struski, 2005).

Références

- Bougrier, S., Geairon, P., Deslous-Paoli, J.M., Bacher, C., Jonquieres, G., 1995. Allometric relationships and effects of temperature on clearance and oxygen consumption rates of *Crassostrea gigas* (Thunberg). *Aquaculture* 134, 143-154.
- Hawkins, A.J.S., Bayne, B.L., Bougrier, S., Heral, M., Iglesias, J.I.P., Navarro, E., Smith, R.F.M., Urrutia, M.B., 1998. Some general relationships in comparing the feeding physiology of suspension-feeding bivalve molluscs. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 219, 1-2.
- Heral, M., 1989. The traditional French oyster culture. *Tech. & Doc.-Lavoisier, Paris* 347-397 pp.
- Heral, M., Deslous-Paoli, J.M., Prou, J., 1988. Approach of the estimation of the carrying capacity for oyster culture. *ICES, Copenhagen (Denmark)*.
- Le Moine, O., 2002. Elaboration d'une technique d'évaluation des stocks conchylicoles: biomasses en élevage en 2001, et développement d'une méthode simplifiée à l'usage de la profession. *Rapport Ifremer*.
- Raillard, O., 1991. Interactions study of the physico-chemical processes in the production of the oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg) in the Marennes-Oleron basin: Modelisation essays. *These Doct. Oceanographie, Biologie, Université de Paris VI*, pp. 216 pp.
- Soletchnik, P., Faury, N., Razet, D., Gouletquer, P., 1998. Hydrobiology of the Marennes-Oleron Bay. Seasonal indices and analysis of trends from 1978 to 1995. *Hydrobiologia* 386, 131-146.
- Stanisière, J.Y., Dumas, F., Plus, M., Maurer, D., Robert, S., 2006. Caractérisation des composantes hydrodynamiques d'un système côtier semi-fermé : Le Bassin de Marennes - Oléron, *DOP/LER.LER/PC/06.1059*, pp. 112.
- Struski, C., 2005. Modélisation des flux de matière dans la baie de Marennes-Oléron: couplage de l'hydrodynamisme, de la production primaire et de la consommation par les huîtres., *UMR 10 CNRS/IFREMER. La Rochelle*, pp. 334.

E. Rendements biologiques de l'écosystème conchylicole :

(Méthode d'évaluation, application au schéma des structures ostréicole du bassin de Marennes Oléron. O. Le Moine & P. Soletchnik)

Overall yield of shellfish ecosystems (assessment methods, implementation to the 'Schema des Structures' in Marennes Oleron bay

Objectifs et enjeux:

L'**objectif** de cette étude de cas est la recherche d'une méthode d'évaluation spatialisée des rendements biologiques conchylicoles. Un outil d'estimation de ce facteur au plus proche de la réalité biologique, en relation avec l'environnement est intéressant à plusieurs titres, en terme d'aide à la gestion des élevages et du Domaine Public Maritime (DPM). De plus en plus, les informations nécessaires aux gestionnaires se doivent d'être spatialisées de manière à être affectées au plus près de la réalité terrain. Les agents de l'Etat fonctionnent donc de plus en plus sous SIG et leurs besoins de gestion réglementaire de l'espace doivent s'inscrire dans ces outils.

Le schéma des structures est la réglementation applicable sur le domaine public maritime (DPM) qui encadre ces paramètres de gestion spatiale. Ainsi, il définit des dimensions administratives d'installation (première installation, dimension minimale et maximale), basées sur une cotation des parcelles ostréicoles concédées. A ce jour, le nombre de points (cotation) était directement et uniquement lié à la superficie des concessions ostréicoles, et/ou à la longueur des bouchots ou des filières mytilicoles. L'objectif est de rechercher des outils de gestion plus objectifs en lien avec la productivité des parcelles (que les professionnels appréhendent de façon empirique) pour définir une cotation plus appropriée.

L'**enjeu principal**, pour l'administration, est la mise à jour de la réglementation du schéma des structures, outil de gestion du « parcellaire conchylicole »⁴.

Un autre enjeu, socioprofessionnel, est de faciliter l'évaluation de la composante environnementale (au sens large) associée à la productivité biologique (première composante de la viabilité d'une entreprise). Une meilleure approche de l'évaluation d'une parcelle, ou d'un groupe de parcelles devrait faciliter l'évaluation de la productivité globale du jeu de parcelles d'une entreprise. Ces indicateurs appliqués au parcellaire conchylicole constitueraient un outil d'aide aux entreprises en cours d'installation, ou à leur évaluation en cas de reprise.

Enfin l'**enjeu scientifique** est celui de la connaissance de la dynamique de l'écosystème, intégré aux ressources conchylicoles exploitées.

Ce travail a été mené en collaboration entre la **Direction Départementale des Territoires et de la Mer** - DDTM, service des cultures marines) et le **Laboratoire Environnement Ressources des Pertuis Charentais - LERPC** de l'IFREMER. La Région Poitou Charentes et le FEDER ont contribué au financement de l'étude.

Méthode

La méthode mise en œuvre se décline en plusieurs étapes :

⁴ Parcelles cadastrales conchylicoles

- La **qualification de l'environnement** des parcelles ostréicoles par des variables descriptives réglementaires, physiques et environnementales.
- Une **enquête** réalisée auprès des professionnels pour approcher le rendement biologique des parcelles qu'ils utilisent.
- Une **analyse statistique** des variables pour expliquer le rendement par :
 - a. la recherche des variables pertinentes
 - b. l'analyse des corrélations
 - c. l'élaboration d'un modèle statistique explicatif

L'**application** de ce modèle à l'ensemble des parcelles avec évaluation des résultats obtenus

Cet exemple d'étude cumule l'ensemble des fonctions et usages de l'outil SIG :

- caractérisation de l'espace : outil d'information spatialisée de la typologie du parcellaire ostréicole
- analyse géostatistique : affectation de données environnementales au parcellaire
- modélisation spatiale : calcul du modèle spatial obtenu par les phases précédentes
- gestion de l'espace : outil final nécessité par les agents de la DDTM pour l'application de la réglementation des usages

Résultats - discussion

1 - Typologie des parcelles

Cette typologie impose de renseigner les attributs du parcellaire sous SIG par des variables descriptives de l'élevage, et par celles qualifiant sa productivité. Seules les variables physiques et environnementales influençant la productivité biologique sont donc prises en compte dans cette phase de l'étude, sans considérer la facilité ou difficulté de gestion de la parcelle. De même, les parcelles de dépôt ou de captage, de nature et besoins biologiques différents, ne sont pas pris en compte.

La DDTM a pris en charge la phase de travail de qualification des variables physiques sous SIG. Les variables susceptibles d'influencer la productivité de la parcelle sont :

Les variables descriptives de l'élevage (description administrative de la DDTM):

Ces variables sont liées aux couches administratives SIG du cadastre conchylicole. Elles ont été mises à jour et affinées à la parcelle pour cette étude par les agents techniques de la DDTM (fig. 46) :

Le STADE d'élevage : captage, demi-élevage, élevage, dépôt. Les modalités "captage " et "dépôt" n'interviennent pas sur la productivité en terme de biomasse. Elles ont été éliminées des analyses.

Le TYPE d'élevage : à " plat ", en " surélevé ", ou " pleine eau ". Seul l'élevage à plat a été distingué des autres. Les deux modalités restantes sont donc le plat et le surélevé (en contact ou non avec le sol). Cette stratégie est cohérente avec les rendements supérieurs obtenus pour les élevages en surélevé par rapport au plat (Soletchnik et al.,2005) .

La Restructuration identifie les zones ayant fait l'objet d'une restructuration (amélioration du parcellaire) aux cours des trois dernières années; Elle consiste à nettoyer et réaménager les parcelles de manière à améliorer la productivité de ces zones. Cette variable, jugée trop proche des actions de gestion a été éliminée des analyses.

L'Enlèvement des installations est une mesure qui impose l'enlèvement des structures d'élevage durant une période de l'année sur un site donné. Cette mesure est considérée comme favorable à la production parce qu'elle permet le "nettoyage" hydrodynamique hivernal, limite les compétiteurs et régénère les sols. Comme la précédente, considérée trop proche de la gestion, elle a été écartée.

Les variables "physiques" :

Ces variables ont été extraites ou calculées sous SIG :

- **La Nature du sol** (Hily 1976) définit la qualité sédimentaire de la parcelle : vase, sablo-vaseux, sable, et roche. Elle impacte la productivité phytobenthique (plus forte productivité sur les vases), partie intégrante de la ressource alimentaire des huîtres en élevage. Les quatre modalités sont conservées. Elle est appliquée au parcellaire par intersection spatiale sous SIG, puis affinée parcelle à parcelle par l'expertise des agents de la DDTM
- La **Superficie** intervient au final, comme multiplicateur de l'évaluation du rendement biologique si l'on veut estimer un tonnage produit. Par nature, elle ne rentre pas dans la composition du panel de variables explicatives de la productivité. Elle résulte du calcul de géométrie des superficies de polygones sous SIG.

Les variables « environnementales » (produites par le LERPC) (fig.46)

Les **indices de dépendance** (dep moy et dep max) évaluent l'interdépendance des parcelles les unes par rapport aux autres. Ils sont calculés à partir du modèle hydrodynamique (Mars 2D - Ifremer) ; l'émission de traceurs dissous par les parcelles cadastrales est simulée par calcul (Bernard, 2011). Sur chaque parcelle, l'indicateur de dépendance est calculé comme étant la somme des traceurs arrivés sur 4 marées successives (soit 2 jours environ) suivant l'émission. Les simulations sont répétées 2 fois par mois en vives eaux et mortes eaux, pendant 3 mois de suite (les mois de forte croissance printanière) et sur 12 années. La dépendance maximale d'une parcelle par rapport aux autres (dep max) correspond à la valeur maximale obtenue à partir de 72 valeurs (2 marées x 3 mois x 12 ans) pour chacune des parcelles. La dépendance moyenne entre les parcelles (dep moy) correspond à la valeur moyenne obtenue. Ces variables intègrent donc la variabilité saisonnière et interannuelle de la connectivité des parcelles les unes aux autres, sous des forçages de marée et de météorologie réalistes. Le produit du modèle est une couche raster dont la moyenne est récapitulée à la parcelle sous SIG.

La **salinité** est également estimée à l'aide du modèle Mars 2D de l'Ifremer. Elle représente la valeur moyenne de salinité obtenue sur 12 années complètes dans la mer des pertuis. Seuls les fleuves internes aux pertuis sont pris en compte dans cette étude. Elle est appliquée à la parcelle de la même manière que la variable précédente.

L'Immersion représente le pourcentage du temps passé en immersion par chaque parcelle. Elle est calculée à partir d'un modèle établi basé sur la bathymétrie et le marégramme de la

zone. Elle est représentée en pourcentage du temps total. Le modèle est appliqué aux parcelles par calcul d'un nouvel attribut.

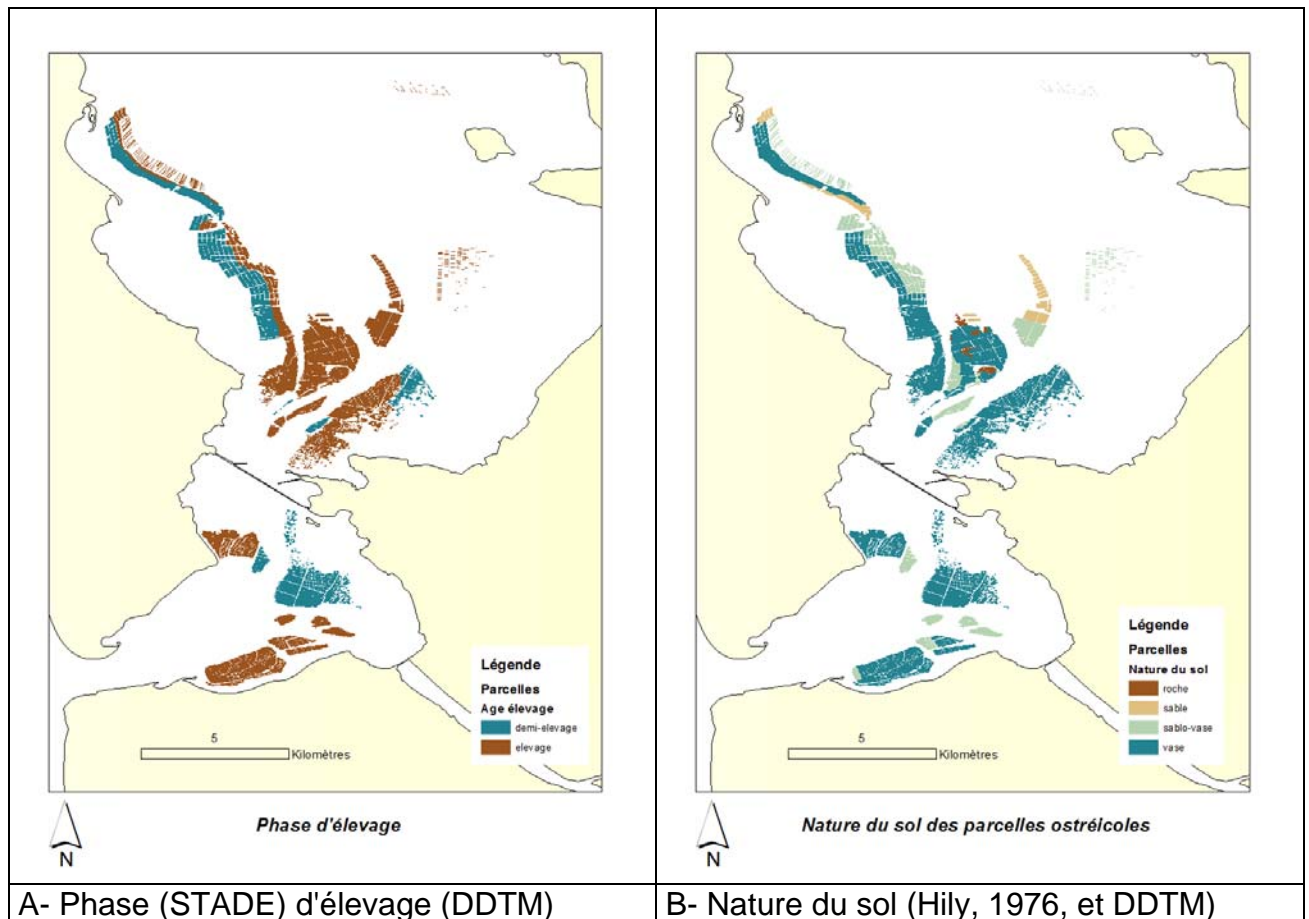
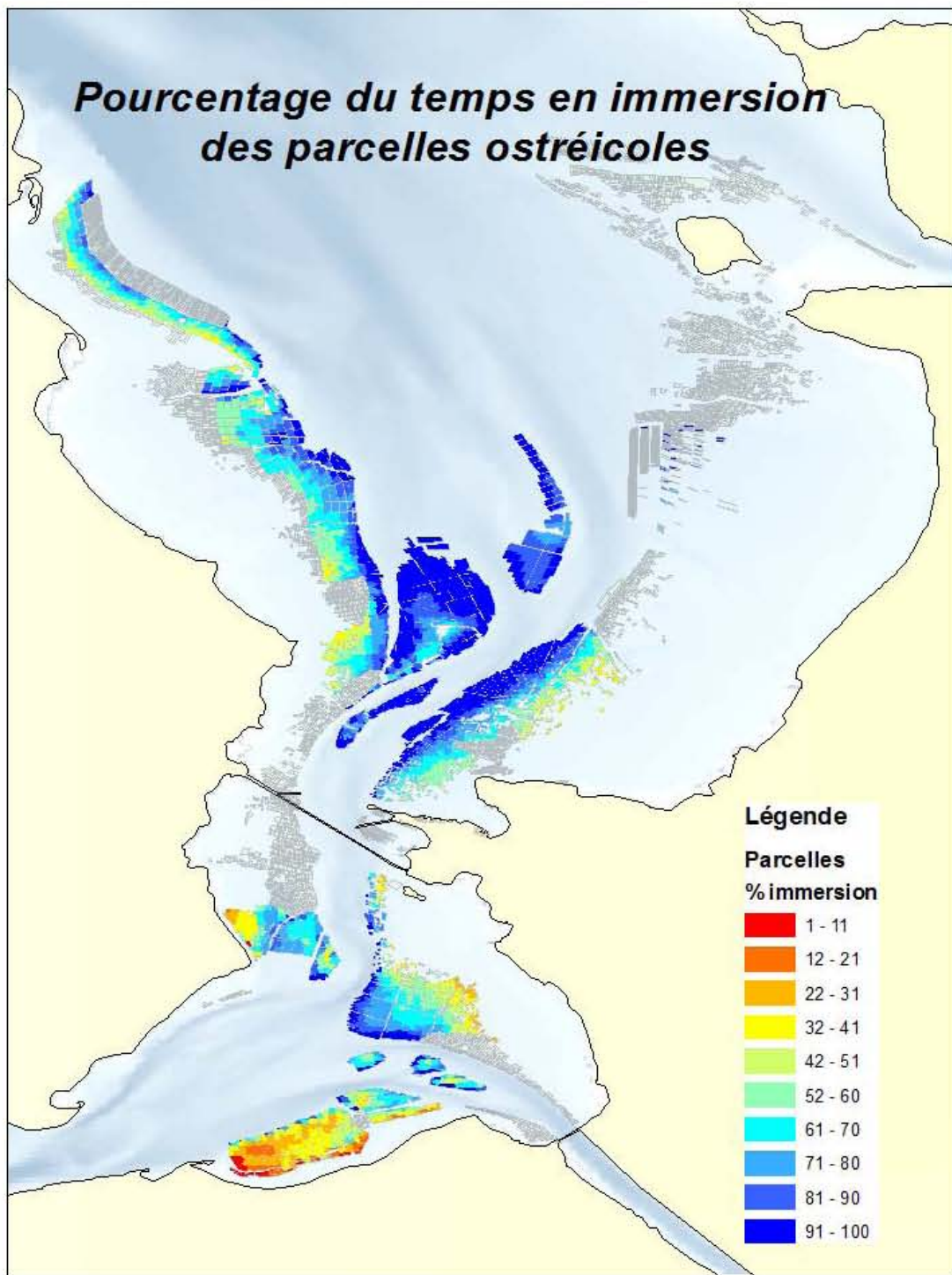


Figure 46 : Exemples de variables descriptives et physiques

Les données environnementales sont spatialisées et produite en continu. Elles sont soit le résultat de « krigage » (interpolation géostatistique de points mesurés) comme la bathymétrie (fig. 47), ou de sortie de modèles numériques comme les salinités moyennes ou la dépendance des parcelles les unes par rapport aux autres (figures 48, 49).



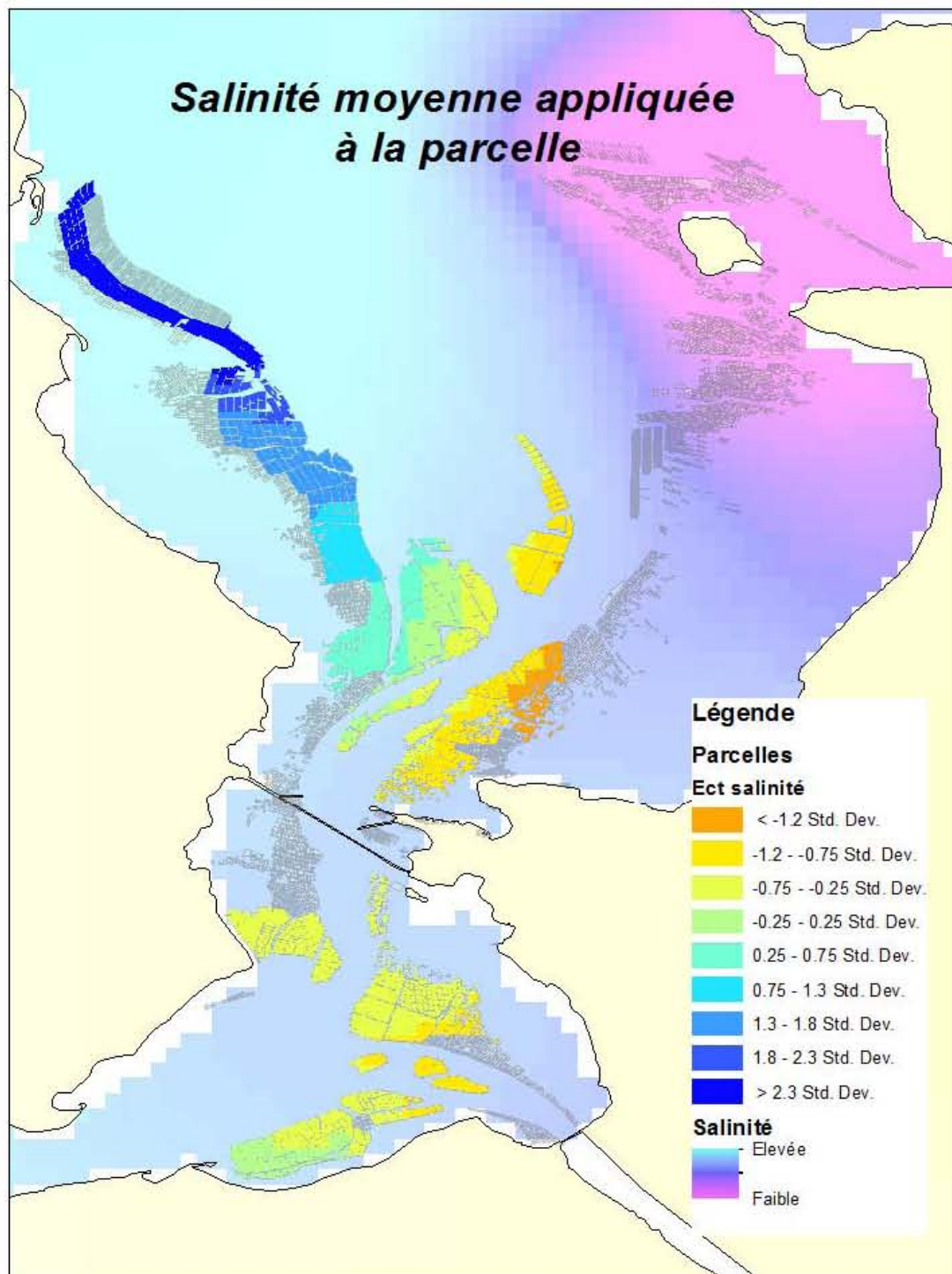
Laboratoire Environnement Ressources des Pertuis Charentais

5

Kilomètres



Figure 47 : Pourcentage d'immersion du bassin de Marennes-Oléron sur fond bathymétrique



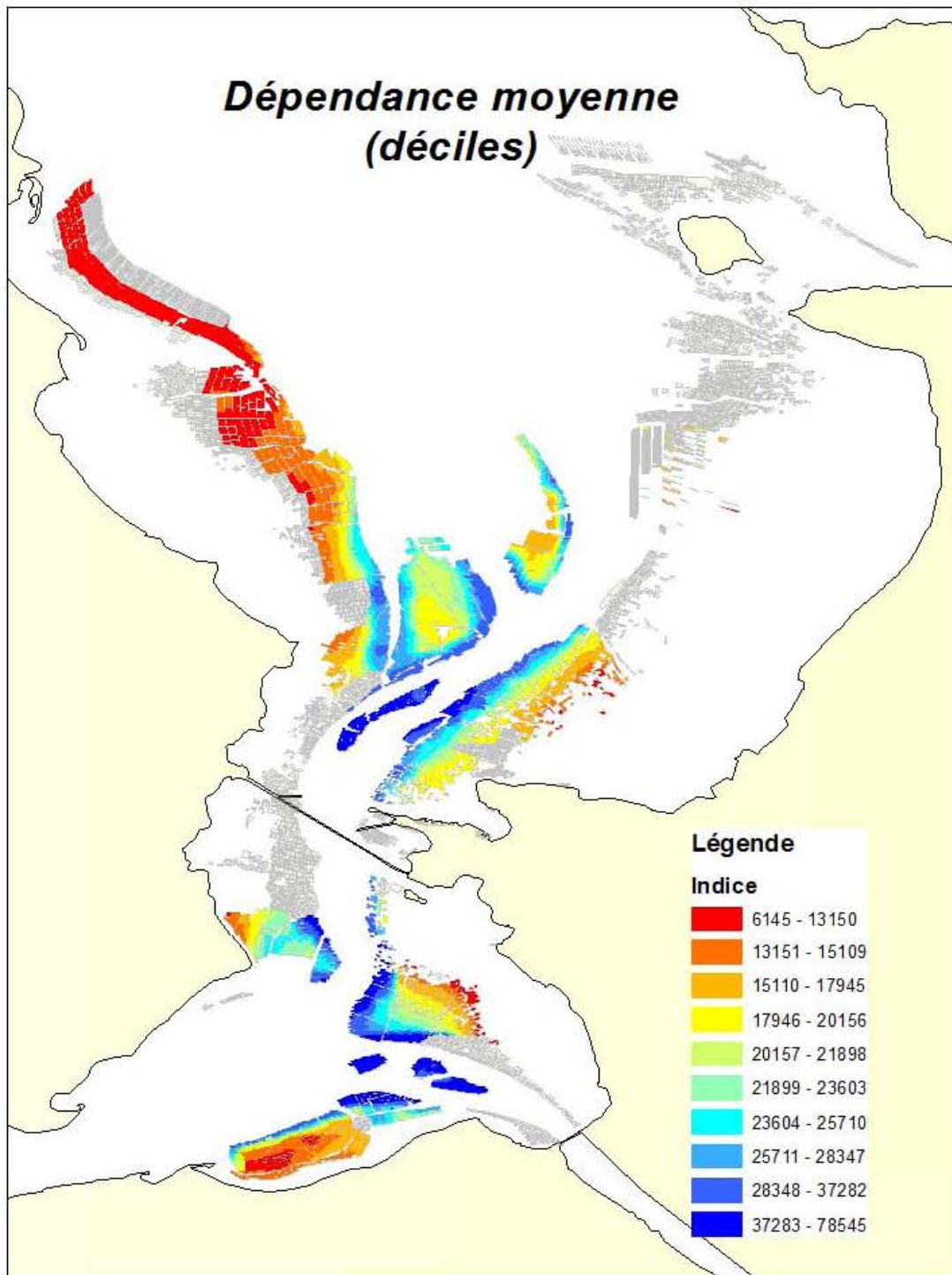
Laboratoire Environnement Ressources des Pertuis Charentais

5

Kilomètres



Figure 48 : Parcelles ostréicoles de Marennes Oléron :salinité moyenne (classée en écarts type)



Laboratoire Environnement Ressources des Pertuis Charentais

5

Kilomètres



Figure 49 . Dépendance moyenne des parcelles dans le Bassin de Marennes-Oléron (écart type)

2 - Enquête sur les rendements

Les résultats de l'enquête conduite par la DDTM/Marennes donnent un poids initial, un poids final et une durée d'élevage sur la parcelle (fig. 50). Ces données, de nature déclarative, sont issues de 290 parcelles exploitées par des professionnels. Elles ont été transformées en rendements mensuels moyens utilisés dans les analyses comme variables à expliquer.

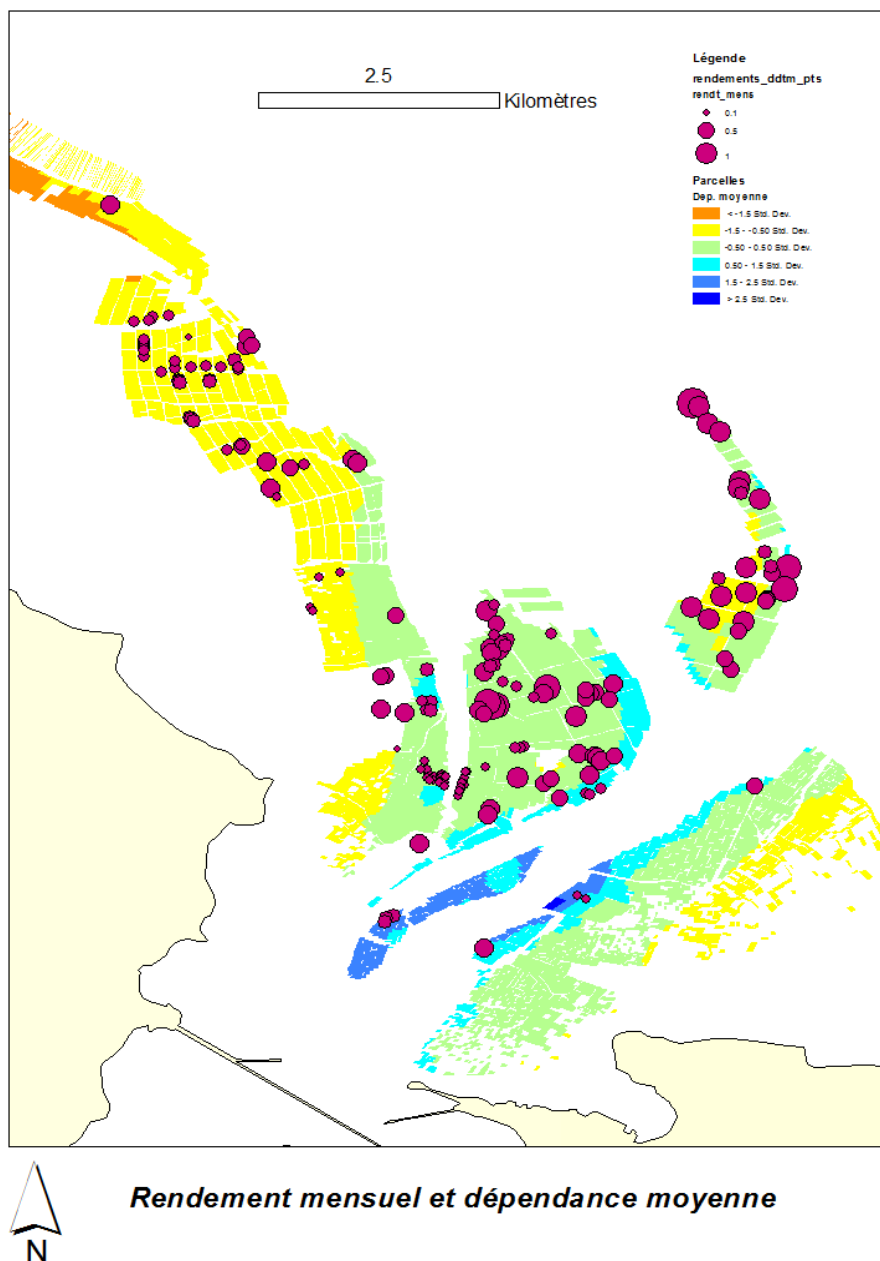


Figure 50. Rendements mensuels (DDTM) et dépendance moyenne (IFREMER)

3 – traitement des données

Recherche de variables pertinentes

Les variables physiques, descriptives et environnementales ont été présentées dans les paragraphes précédents. Le rendement mensuel moyen de la parcelle est la variable que l'on cherche à expliquer à l'aide des autres descripteurs (Tableau 5).

Tableau 5 Récapitulatif des variables utilisées dans l'étude.

variables	type	unité	variabilité	nom variables	des
Nature du sol	Qualitatif	Sans	4 modalités	natsol	
Type d'élevage	Qualitatif	Sans	4 modalités	typel	
Age des huîtres élevées	Qualitatif	Sans	4 modalités	age	
Immersion de la parcelle	Quantitatif	%	20 -100	im	
Dépendance maximale entre les parcelles	Quantitatif	Nb partic ⁵ .	43760-198000	depmax	
Dépendance moyenne entre les parcelles	Quantitatif	Nb partic.	7857 -75060	dep moy	
Salinité moyenne	Quantitatif	Sans	32,4 - 34,2	sal	
Rendement mensuel moyen de la parcelle	Quantitatif	Sans	0,1 - 0,2	Rdt_par_Par	

La première étape de l'analyse consiste à vérifier que la variable à expliquer suit une loi normale (courbe de Gauss). Un écart significatif à la normalité invalide *de facto* de nombreuses procédures statistiques. Cette normalité pour les rendements est approchée par leur logarithme (log(rdtpar)).

Analyse des corrélations

Une première analyse de variance multifactorielle permet de supprimer 3 facteurs sur 7: la nature du sol, l'âge et un facteur quantitatif, depmax.

La nature du sol n'est pas indépendante du type d'élevage (plat ou table), puisque les professionnels passent à juste titre en surélevé (système table) dès lors que le rendement de la parcelle est affecté par la proximité du sol (Soletchnik et al., 2005). Ce facteur, « écarté » de fait par les pratiques culturales, l'est également par les résultats de l'analyse.

De même, **l'âge** n'est pas indépendant de la phase d'élevage et l'élimination d'une des deux variables est justifiée.

La **dépendance maximale** se révèle également être un moins bon descripteur statistique du rendement que la dépendance moyenne ; ceci se conçoit, la “dep moy” intégrant plus finement le temps d'exposition à cette dépendance, de nature chronique, que “depmax”, qui qualifierait mieux les phénomènes plus aigus.

Des coefficients de corrélation significativement différents de 0 ($p < 0,05$ à 95 % de confiance) pour les couples rendement/immersion et rendement/salinité, montrent les liens très significatifs entre ces variables. Une autre corrélation (très significative), plus inattendue, est celle de la dépendance moyenne avec la salinité. Cette relation, probablement indirecte, signifie une utilisation du DPM moins dense dans les zones les moins salées. Seules les parcelles de demi élevage et d'élevage sont prises en compte dans cette analyse. Ces phases

⁵ Nombre de particules

d'élevage sont sensibles à des chocs de salinités importants et répétés, d'où leur moindre application dans les zones très dessalées lors des crues d'automne - hiver.

4 - Établissement d'un modèle linéaire général

L'équation du modèle ajusté calculé est :

$$\text{rdtpar}(\log) = 6,94308 - 0,152058 * I1(1) + 0,0020357 * \text{imm} - 0,226891 * \text{sal} - 0,00000401354 * \text{dep moy}$$

où $I1(1) = 1$ si $\text{typel}=\text{plat}$, -1 si $\text{typel}=\text{sureleve}$, 0 sinon.

Ajustement du modèle : $R^2 = 35,3 \%$

L'ajustement du modèle ($R^2=35\%$) est faible mais il signifie néanmoins que le modèle explique 35% de la variance observée et peut être perçu en première approche comme une tendance utilisable, même si elle doit être affinée.

Plusieurs observations peuvent être faites :

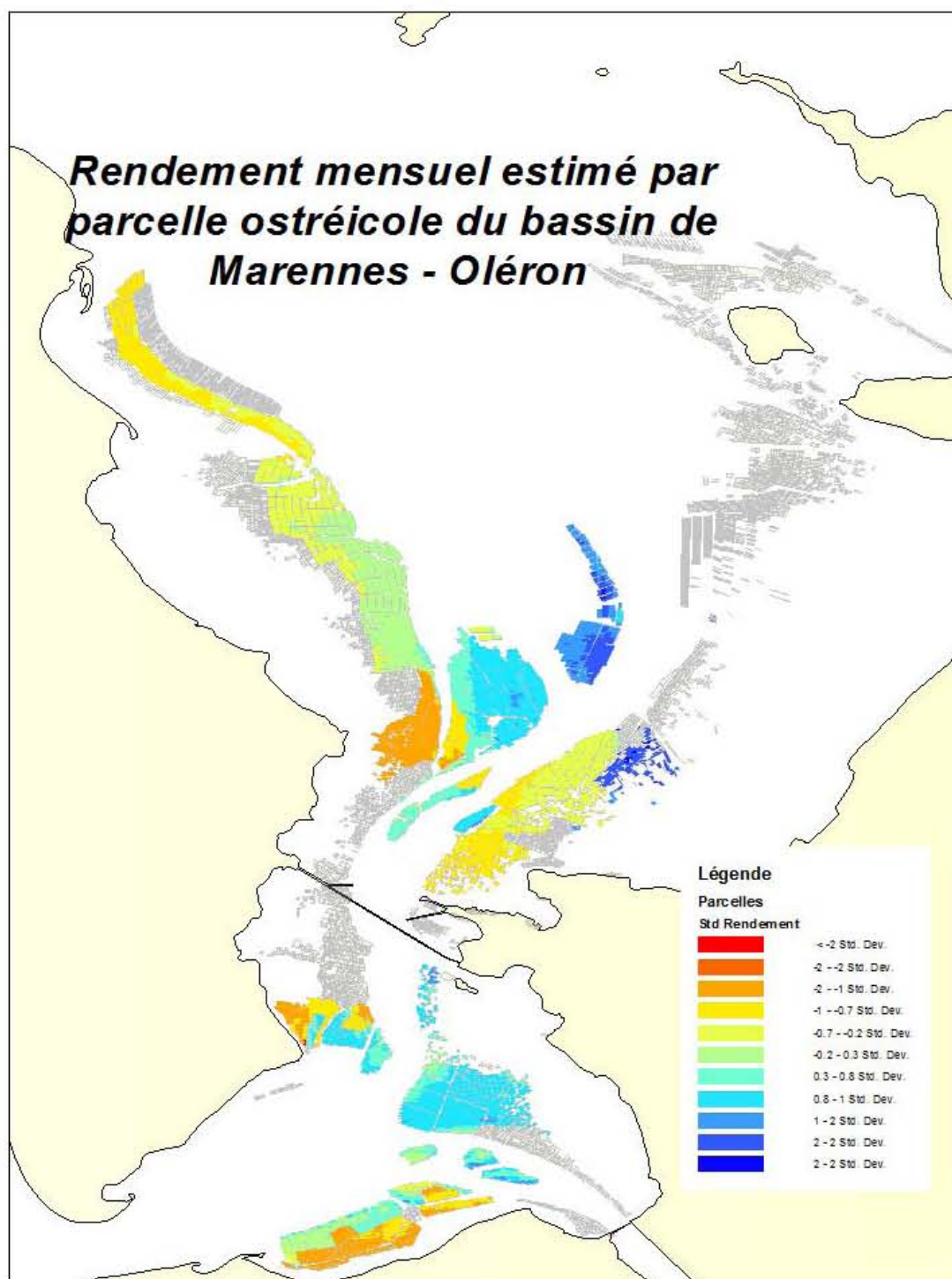
- Les rendements analysés ne sont pas mesurés puisqu'ils sont récoltés auprès des professionnels par enquête; l'imprécision relative de ces estimations se retrouve légitimement dans celle du résultat. Des rendements basés sur des mesures réelles de croissance sur une série historique (une dizaine d'années) donneraient probablement de meilleurs résultats ou, au moins, valideraient de manière plus robuste le choix des variables.
- Les données de salinité estimées ne prennent pas en compte les apports de la Gironde, dont l'influence reste à évaluer. Elle est probablement limitée et chronique au Nord du Chapus, et plus aiguë dans la zone au sud (La Tremblade -Ronce), beaucoup plus proche de l'embouchure et sujette aux intrusions dessalées. La salinité présente une corrélation négative avec le rendement. Elle n'explique, dans les conditions de cette étude, que 2,75 % de la variance, mais de manière très significative ($R^2 = -0,25$). Ce résultat va dans le sens d'un effet positif des apports des fleuves, comme attendu par la fonction de vecteur de sels nutritifs qu'ils assument.
- 6 % de la variance de ces rendements sont expliqués par le pourcentage d'immersion, seule variable corrélée positivement au rendement dans cette étude.
- Plus de 21 % sont en revanche expliqués par le type d'élevage (plat ou surélevé), ce qui confirme les observations faites dans de nombreuses autres études (Soletchnik et al., 2005). Les professionnels l'ont bien perçu et les superficies d'élevage utilisées à plat sont conséquemment en diminution régulière.
- La dépendance moyenne n'explique que 1,55 %. Elle est cependant relativement discriminante (figure 51).
- La fraction inexpliquée (la constante = 6,9, correspondant aux 65% non expliqués) indique **que les variables les plus descriptives du rendement ne sont pas présentes ou mal représentées dans l'analyse**. Par exemple, l'explication peut être la source principale de nourriture, d'origine différente de celle des fleuves côtiers des Pertuis. L'origine peut en effet être océanique (alimentée par les grands fleuves côtiers) ou

- Les écarts modèle/déclaration ne présentent pas de structure spatiale - ce qui laisse penser qu'ils sont dus davantage à la nature déclarative, donc pas nécessairement totalement objective, des données de rendement.

L'application spatiale du modèle à l'ensemble des parcelles (fig. 52) donne des résultats, en première approche, cohérents à la perception des différents intervenants du laboratoire travaillant sur la ressource. Les parcelles grisées sur la figure sont celles hors analyse (moules, dépôts et captage huîtres). La classification utilisée est par demi écart-type; chaque couleur représente un demi écart-type, la médiane se situant dans la couleur verte.

Cette approche pour analyser la spatialisation des rendements biologiques ostréicoles, hormis l'intérêt d'acquisition de connaissance qu'elle présente pour le laboratoire, peut servir d'outil de gestion et de base à une évaluation des points de productivité liés à la parcelle, même si les calculs peuvent techniquement être raffinés.

Cette phase du travail ne prend pas en compte la perception que la profession peut avoir de ce mode de représentation de la productivité. De même, dans le cas d'une utilisation dans le cadre du schéma des structures, la superficie de la parcelle devrait être prise en compte en facteur multiplicatif, comme participant à la production.



Laboratoire Environnement Ressources des Pertuis Charentais

4

Kilomètres



Figure 51: Rendements moyens estimés par parcelle (classement en demi écarts-type, les parcelles hors légende représentent les zones de captage et de dépôts et sont hors analyse)

Conclusions

La première approche statistique du rendement ostréicole dans le bassin de Marennes Oléron apporte des éléments de connaissance qui, s'ils ne sont encore explicatifs qu'à 35 % de la variabilité, montrent des tendances significatives. La nature déclarative des données utilisées en rendement est une première source d'affaiblissement de l'analyse; elle a néanmoins l'intérêt de la rendre possible.

Plusieurs informations sont à développer et à enrichir. La corrélation négative de la salinité des fleuves intra pertuis, par exemple, doit être approfondie, et confrontée à l'analyse des apports extra pertuis (Gironde, Loire...) pour mieux appréhender les sources trophiques alimentant les pertuis et leur distribution spatiale. Seule variable positive dans notre analyse, le niveau d'immersion est de loin le descripteur le plus significatif. La connectivité, présentée comme un estimateur du niveau de compétition, si elle n'est que faiblement explicative, reste néanmoins digne d'intérêt et à développer .

L'amélioration des connaissances, et donc des estimations de rendements recherchés, nécessite donc :

- l'utilisation de données réellement mesurées sur plusieurs années des rendements biologiques, comme celles acquises dans les réseaux de suivis régionaux (Ifremer REMORA, Observatoire du CREAA)
- l'ajout des apports des grands fleuves, en les maintenant distincts de ceux des fleuves côtiers intra-pertuis pour en évaluer les poids respectifs

Une telle approche faisant le lien environnement-ressource, outre le fait qu'elle apporte des éléments sur les relations entre les huîtres élevées dans leur environnement et l'impact de celui ci sur l'espèce, peut se révéler un outil de qualification de la productivité du parcellaire ostréicole du bassin de Marennes Oléron applicable dans une stratégie d'aide à la gestion.

Références

Bernard, I. (2011). Écologie de la reproduction de l'huître creuse, *Crassostrea gigas*, sur les côtes atlantiques françaises. Vers une explication de la variabilité du captage. ÉCOLE DOCTORALE GAY-LUSSAC. La Rochelle La Rochelle 196.

Hily, C. (1976). Ecologie des Pertuis Charentais, Université de Bretagne Occidentale: 236.
Soletchnik, P., C. Lambert, et al. (2005). "Summer mortality of *Crassostrea gigas* (Thunberg) in relation to environmental rearing conditions." *Journal of Shellfish Research* 24(1): 197-207.

Soletchnik, P., S. Robert, et al. (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.

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

Annexe 1

Synthèse Bibliographique : Systèmes d'Informations Géographiques & Aquaculture

Une recherche bibliographique concernant « aquaculture et système d'information géographique » dans la base de données ASFA a permis d'identifier plus de 400 références. La sélection retenue concerne 336 références (cf fichier Biblio. SIG-2013.xls).

Bien qu'un découpage présente quelques difficultés, notamment en ne permettant pas d'identifier clairement les redondances, la répartition et le nombre des références selon les thématiques abordées restent d'intérêt.

Six catégories d'utilisation de SIG ont été retenues :

- La première porte sur la seule sélection de sites aquacoles en dehors de toute considération globale de gestion.
- La seconde concerne la gestion intégrée de la bande côtière et la planification spatiale de façon globale. Dans ce cas, la sélection de sites aquacoles peut être considérée mais dans un contexte général d'aménagement.
- La troisième catégorie relève des considérations environnementales de façon prioritaire, intégrant la gestion hydraulique ou bien encore l'impact de l'aquaculture sur l'environnement.
- La quatrième intègre des considérations de gestion et de développement d'outils d'aide à la décision publique, dont des systèmes d'alerte
- La cinquième catégorie porte sur les outils de modélisation opérationnelle
- La dernière catégorie correspond à des articles/documents de synthèse incluant les questions d'aquaculture.

	Catégorie	Nombre de références
1	Sélection de site	71
2	GIZC & Planification spatiale	113
3	Gestion hydraulique et impacts environnementaux	54
4	Systèmes d'alertes/support à la décision	53
5	Modélisation opérationnelle	30
6	Document de synthèse SIG	15

Cette rapide analyse permet de mettre en évidence l'utilisation de plus en plus fréquente des SIG au cours des dernières années comme outil de sélection de sites aquacoles mais principalement à des fins de planification globale et intégrée des régions côtières. Notamment, près de 20% des articles ont été publiés au cours des trois dernières années. Peu d'outils en modélisation opérationnelle sont encore disponibles.

Par ailleurs, plusieurs sites web concernent l'utilisation des systèmes d'information SIG en gestion environnementale et en aquaculture. Ainsi les conférences CoastGis (<http://www.coastgis.org>) comme les conférences annuelles 'Sixth International Symposium on GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences', (<http://www.aquabio.com.br/noticia/sixth-international-symposium-on-gisspatial-analyses-in-fishery-and-aquatic-sciences>) (2012) sont des exemples d'activités internationales dans ce domaine. On peut citer par ailleurs: GIS based web system to collect, manage, and distribute aquaculture information <http://www.aquagis.com/> ainsi que le catalogue d'applications d'utilisation d'informations géoréférencées GeoNetwork <http://www.fao.org/geonetwork/>