



UNIVERSITÉ DE NANTES

Contrat Capacités/IFREMER n°2007/044/IFREMER

Contact Capacités :

Pascale GRENARD-ECUYER

1, quai de Tourville

BP 13522

44035 Nantes

02 40 99 83 59

pascale.grenard-ecuyer@univ-nantes.fr



Etude effectuée au
Laboratoire d'Ecophysiologie Marine Intégrée
EA 26 63
UFR des Sciences et Techniques
Université de Nantes

Par
Vona MELEDER-TARD

Responsable scientifique
Laurent BARILLE

Août 2007

Validation d'un modèle prédictif de distribution d'habitats benthiques côtiers

Application aux forêts denses de laminaires
subtidales du littoral breton

Ifremer

Validation d'un modèle prédictif de distribution d'habitats benthiques côtiers

**Application aux forêts denses de laminaires
subtidales du littoral breton**

sommaire

1. Introduction.....	7
2. Matériels et Méthodes	8
2.1. Variables biologiques : les forêts denses de laminaires	8
2.2. Modèle prédictif.....	9
2.3. Validation du modèle et simulations.....	11
3. Résultats et Discussion	12
3.1. Distribution des laminaires	12
3.2. Modélisation prédictive.....	14
3.2.1. Validation du modèle.....	14
3.2.2. Cartographie prédictive.....	18
3.2.3. Simulations	20
4. Conclusion et Perspectives.....	22
5. Références.....	24
6. Annexe.....	26

1. Introduction

Cette étude a pour cadre général le projet européen MESH (Mapping European Seabed Habitats) dont l'objectif principal est de fournir à la communauté une expertise scientifique et technique forte, aussi bien dans la collecte de données pour la cartographie d'habitats benthiques, que pour la production cartographique elle-même, ainsi que pour une bonne utilisation de ces cartes.

L'action 'Modélisation prédictive', qui est une des six actions menées au sein du projet MESH, a pour objectif de prédire l'occurrence d'habitats selon l'approche proposée par (Roff and Taylor 2000) c'est-à-dire en se basant sur la géophysique. En effet, la physique de l'environnement détermine la nature des communautés biologiques présentes aussi bien dans le temps que dans l'espace. Ces informations sont très souvent connues de façon continue dans l'espace (images satellites ou radar, résultats de simulations de modèles, cartes krigées, ...), permettant de produire de véritables cartes prédictives d'habitats.

IFREMER, partenaire français du projet MESH, propose actuellement deux modèles de prédiction. Un premier, basé sur la logique floue, permet la production de cartes prédictives des différentes espèces de macro-algues présentes sur le domaine intertidal de deux sites du littoral breton : les Abers et le Trégor (De Oliveira 2005). Le deuxième, basé sur des régressions multiples, permet la production de cartes de prédiction de fréquence de présence des forêts denses de laminaires subtidales à l'échelle du littoral breton en son entier (Méléder 2007). La validation de ces modèles nécessite une confrontation à une vérité de terrain, plus facilement acquise en zone intertidale qu'en subtidale. C'est donc pour cette dernière qu'un effort d'acquisition de données de terrain doit être fait, l'utilisation de l'imagerie étant rapidement limitée en raison de l'absorption du rayonnement électromagnétique par l'eau.

C'est dans ce contexte scientifique que l'équipe de recherche du laboratoire d'Ecophysiologie Marine de l'Université de Nantes (EA 26 63) a proposé son expertise en fonctionnement des écosystèmes et en écologie benthique afin de valider le modèle prédictif des forêts denses de laminaires subtidales à l'aide d'une nouvelle campagne de détection acoustique de ces forêts menées par le CEVA durant l'été 2007.

2. Matériels et Méthodes

2.1. Variables biologiques : les forêts denses de laminaires

Pour la validation du modèle prédictif, une nouvelle campagne de détection des laminaires par écho-sondage a été menée durant l'été 2007 sur 5 nouveaux sites : Audierne, Bréhat, Glénan, Héaux et Moelan (Figure 1). Cette campagne s'est déroulée sur le même schéma que celles menées en 2005 sur le site de l'Aber Wrac'h et en 2006 sur les sites de Groix, Méloine, Molène et Triagoz (Figure 1), ces 5 derniers sites ayant été utilisés pour la construction du modèle (Méléder 2007). La méthodologie de détection acoustique des laminaires est présentée dans le rapport du CEVA (Perrot and Mouquet 2006) et reprise par Méléder (2007).

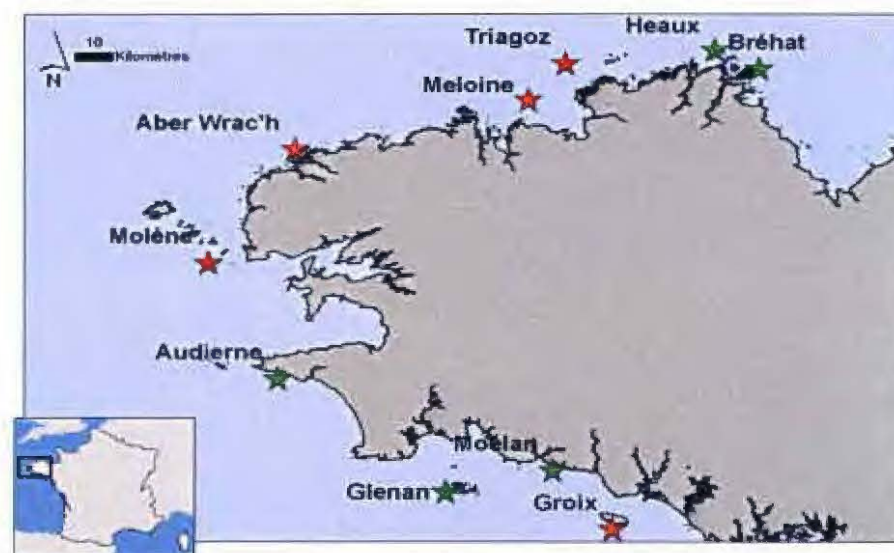


Figure 1. Localisation des sites prospectés par écho-sondage pour la construction (étoiles rouges) et pour la validation (étoiles vertes) du modèle prédictif.

A l'instar des données obtenues en 2005 et 2006, les lois de distribution de fréquences des forêts denses de laminaires en fonction de la hauteur de la colonne d'eau sont construites pour les 5 nouveaux sites. Ces distributions sont ensuite ajustées à l'aide de régressions par morceaux (Toms and Lesperance 2003) permettant de fixer les seuils de début de décroissance des fréquences, H_1 , et de disparition des forêts denses, H_2 , ainsi

que la pente entre ces seuils, $Pente_2$ (Figure 2). Chaque ajustement est associé à ses intervalles de confiance et de prédiction à 95 %. Pour plus de détails, voir Méléder (2007).

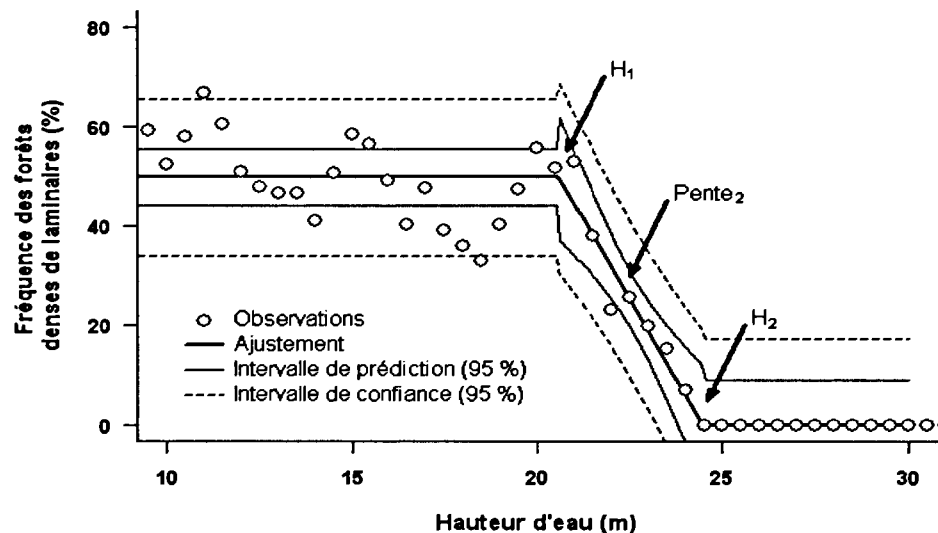


Figure 2. Profil de distribution des forêts denses de laminaires en fonction de la hauteur d'eau (exemple du site Molène). Les fréquences observées sont ajustées par une régression par morceaux, fixant H_1 , H_2 et $Pente_2$.

2.2. Modèle prédictif

Le modèle à valider au cours de cette étude est celui proposé par Méléder (2007), construit à l'aide de 5 sites sur le littoral breton : Aber Wrac'h, Groix, Méloine, Molène et Triagoz (Figure 1). Ce modèle prédit les hauteurs d'eau H_1 et H_2 , ainsi que la $Pente_2$ (Figure 2) à l'aide de différents paramètres environnementaux exposés en détail par Méléder (2007) :

- La transparence de l'eau, estimée par le coefficient d'extinction de la colonne d'eau pour les radiations actives pour la photosynthèse (entre 400 et 700 nm), le K_{PAR} . Ce coefficient provient du traitement des données SeaWiFS (Gohin et al. 2005b). C'est la valeur minimale sur l'année (K_{PARmin}) qui explique le mieux la variabilité des seuils H_1 et H_2 et de la $Pente_2$.

- La vitesse maximum de courant pour une marée de moyenne vive eau, V_{max} à la puissance 1,5, cet exposant illustrant la flexibilité des algues dans les courants. Les vitesses résultent de simulations du modèle hydrodynamique MARS 3D (IFREMER-DEL-AO, Plouzané, France). Ce sont les V_{max} concernant les masses d'eau d'une hauteur comprise entre H_1 et H_2 qui expliquent le mieux la variabilité du seuil H_2 .
- Lorsque les données de K_{PAR} sont manquantes, la température de surface, la SST, est alors utilisée pour la prédiction, estimée à partir des données AVHRR. C'est la valeur minimale annuelle, la SSTmin, qui explique le mieux la variabilité biologique de H_1 , H_2 et $Pente_2$.

Le modèle repose alors sur les relations suivantes :

$$H_1 = 40,5 - 121,19 \times K_{par} \text{ MIN} \quad R^2 = 0,87, p \leq 0,05$$

$$H_2 = 43,53 - 121,12 \times K_{par} \text{ MIN} + 2,26 \times V_{max}^{1,5} \quad R^2 = 0,97, p \leq 0,05$$

$$Pente_2 = - 25,37 + 84,72 \times K_{par} \text{ MIN} \quad R^2 = 0,60, p = 0,12$$

ou

$$H_1 = - 29,81 + 5,31 \times SST \text{ MIN} \quad R^2 = 0,88, p \leq 0,05$$

$$H_2 = - 26,86 + 5,33 \times SST \text{ MIN} + 2,07 \times V_{max}^{1,5} \quad R^2 = 0,98, p \leq 0,05$$

$$Pente_2 = 28,53 - 4,23 \times SST \text{ MIN} \quad R^2 = 0,79, p \leq 0,05$$

Lorsque les variables H_1 , H_2 et $Pente_2$ sont prédites, la fréquence de présence des forêts denses de laminaires, F , est à son tour prédite pour une hauteur d'eau h comprise entre H_1 et H_2 , par un simple calcul d'équation de droite :

$$F = Pente_2 \times (h - H_2) \quad \text{pour } H_1 < h < H_2$$

Pour une hauteur d'eau h inférieure à H_1 , la fréquence F est directement prédite à l'aide de la topographie estimée à partir de l'indice BPI dérivant de la bathymétrie (Lundblad et al. 2004) :

$$F = 52,5 - 1,64 \times BPI \quad \text{pour } h < H_1$$

Enfin, la durée d'immersion de 95 % en moyenne, correspondant à la limite supérieure des laminaires (De Oliveira 2005) n'a pu être prédite dans ce modèle. En effet, cette limite est facilement prédite à partir d'une bathymétrie LIDAR d'une résolution de l'ordre du mètre, alors qu'en 150 m, qui est la résolution de la donnée bathymétrique dans cette étude, le pourcentage d'immersion passe de 0 à 100 %. Etant masquée par cette résolution, la limite supérieure des laminaires est donc fixée empiriquement dans ce modèle à l'isobathe + 1m.

2.3. Validation du modèle et simulations

Les hauteurs d'eau H_1 et H_2 et la Pente₂ observées par détection acoustique pour les 5 sites prospectés en 2007 sont comparées aux hauteurs d'eau H_1 et H_2 et la Pente₂ prédites pour ces mêmes sites. Ainsi, toutes les prédictions qui s'éloignent de la droite 1:1 (prédictions = observations) sont considérées comme non satisfaisantes. De même, les fréquences F prédites à l'aide du modèle sont comparées aux fréquences F observées au niveau de ces 5 nouveaux sites. Si les observations et les prédictions sont trop différentes, le modèle n'est pas validé, et de nouvelles investigations sont alors nécessaires. Si les observations et prédictions sont similaires (proches de la droite 1:1), le modèle est validé.

Une fois validé, le modèle est utilisé pour simuler un effet d'une augmentation de la turbidité, donc d'une diminution de la transparence de l'eau ou d'une augmentation de température dans le cadre du 'Changement Climatique Global'. Ces simulations sont essentiellement menées afin de prédire l'effet de modifications de l'environnement sur la limite inférieure des laminaires, H_2 , cette limite étant prise comme indicateur biologique de l'état de santé des écosystèmes subtidaux dans les stratégies de surveillance spatiale et temporelle. Ainsi, les scénarii reposent sur une augmentation du K_{PAR} de 0,02, de 0,05 et de 0,10, et d'une augmentation de la SST de 0,2, de 0,5 et de 1°C.

3. Résultats et Discussion

3.1. Distribution des laminaires

Le tableau 1 récapitule les résultats des ajustements par morceaux effectués sur les 5 sites utilisés pour la construction du modèle ainsi que les 5 autres sites utilisés pour sa validation. Les 10 sites sont associés aux paramètres environnementaux les caractérisant (K_{PARmin} , SST_{min} et V_{max}). Toutefois, les régressions par morceaux n'ont pas permis d'ajuster H_1 pour les sites Audierne et Moelan, ainsi que la $Pente_2$ pour les sites Héaux et Moelan (Tableau 1). En effet, il n'y a pas de plateau dans la distribution des fréquences de laminaires pour les faibles hauteurs d'eau au niveau des sites Audierne et Moelan, comme cela est observé pour les autres sites et illustré par la figure 2. De même, la diminution progressive des laminaires jusqu'à leur disparition se fait selon deux pentes successives au niveau des sites Héaux et Moelan au lieu d'une seule ($Pente_2$). Ces trois sites ne présentant pas un profil ajustable par une régression par 3 morceaux, H_1 et/ou $Pente_2$ n'ont pas pu être ajustés (Tableau 1).

Les ajustements des hauteurs d'eau H_1 fixent de plus petites valeurs pour les sites les plus turbides et les plus froids tels Bréhat et Groix avec respectivement 13,2 et 15,5 m. Inversement, les valeurs de H_1 sont plus hautes pour des eaux transparentes et chaudes comme c'est le cas à Molène avec une H_1 de 20,6 m (Tableau 1). La $Pente_2$ présente la même tendance que H_1 , avec de plus fortes valeurs pour des eaux turbides et froides tels Groix, Audierne et Bréhat (Tableau 1). La diminution des fréquences de laminaires entre H_1 et H_2 se fait alors de façon lente. Au contraire, des valeurs faibles de $Pente_2$ pour les sites les plus transparents et chauds tels Molène et l'Aber Wrac'h (Tableau 1) expliquent une diminution plus rapide des fréquences de laminaires en fonction des hauteurs d'eau. En revanche, H_2 ne s'explique pas directement en fonction de la transparence de l'eau et/ou de sa température. En effet, la vitesse de courant également joue un rôle important : à turbidité équivalente, une eau plus agitée sera plus favorable à une propagation en profondeur des forêts denses de laminaires. Par exemple, à l'Aber Wrac'h, les laminaires disparaissent à une hauteur d'eau H_2 de 25,2 m alors qu'elle est de 23,8 m à Triagoz qui présente le même K_{PAR} , mais une vitesse V_{max} moindre

Tableau 1. Variables biologiques H_1 , H_2 et $Pente_2$, ajustées à l'aide de régressions par morceaux dont le R^2 est reporté. Les valeurs des 5 sites utilisés pour la construction du modèle (soulignés) et des 5 sites utilisés pour la validation sont reportées avec les valeurs des variables environnementales utilisées dans le modèle : K_{PARmin} , $SSTmin$ et $Vmax$. Toutes les régressions sont significatives ($p \leq 0.01$). e.t., écart type ; * ajustement avec deux segments ; ** ajustement avec quatre segments ; n.d., non déterminé ; - valeurs manquantes.

Site	K_{PARmin}	$SSTmin$	$Vmax$	R^2 ajusté	$H_1 \pm e.t.$	$H_2 \pm e.t.$	$Pente_2 \pm e.t.$
<u>Aber</u> <u>Wrac'h</u>	0,175	9,4	1,12	0,92	$19,9 \pm 0,4$	$25,2 \pm 0,5$	$-11,5 \pm 1,5$
<u>Groix</u>	0,202	8,7	0,27	0,96	$15,5 \pm 0,4$	$19,6 \pm 0,4$	$-8,9 \pm 0,8$
<u>Méloine</u>	0,183	9,1	0,89	0,88	$19,3 \pm 0,6$	$23,4 \pm 0,6$	$-8,8 \pm 0,9$
<u>Molène</u>	0,160	9,6	0,27	0,90	$20,6 \pm 0,5$	$24,5 \pm 0,6$	$-12,5 \pm 0,8$
<u>Triagoz</u>	0,176	9,0	0,95	0,96	$18,8 \pm 0,4$	$23,8 \pm 0,4$	$-9,3 \pm 1,1$
Audierne*	0,164	8,9	0,44	0,80	n.d.	$22,3 \pm 1,6$	$-3,6 \pm 0,4$
Bréhat	0,189	8,3	0,87	0,92	$13,2 \pm 0,6$	$21,7 \pm 0,8$	$-4,9 \pm 0,4$
Glénan	0,164	9,3	0,27	0,98	$15,2 \pm 0,3$	$25,8 \pm 0,4$	$-6,0 \pm 0,2$
Heaux**	0,180	8,6	0,87	0,98	$15,5 \pm 0,1$	$27,8 \pm 1,4$	n.d.
Moelan**	-	9,1	0,1	0,97	n.d.	$22,3 \pm 0,8$	n.d.

(Tableau 1). De même, deux sites différents en turbidité peuvent avoir une hauteur d'eau H_2 similaire grâce à la vitesse de courant comme par exemple à l'Aber Wrac'h et aux Glénan. En effet, l'eau de l'Aber Wrac'h est beaucoup moins transparente qu'aux Glénan, et devrait donc présenter une hauteur d'eau H_2 plus petite, alors qu'elle en est proche : respectivement 25,2 m et 25,8 m à l'Aber Wrac'h et aux Glénan (Tableau 1). Ceci s'explique par une vitesse de courant plus forte à l'Aber Wrac'h, permettant un dépoussiérage doux des thalles qui sont donc plus accessibles à la lumière malgré la turbidité, mais également permettant un renouvellement de l'eau, et donc de l'oxygène,

du dioxyde de carbone et des éléments nutritifs, indispensables au bon métabolisme de l'algue.

3.2. Modélisation prédictive

3.2.1. Validation du modèle

Le modèle proposé par Méléder (2007) rend compte de la variabilité inter-site liée aux variations spatiales de la transparence de l'eau (K_{PARmin}) et de la vitesse de courant (V_{max}). La température de surface (SSTmin) n'est utilisée qu'en complément des données K_{PARmin} manquantes comme c'est le cas pour le site Moélan et une partie des sites Groix et Audierne. Ces variables environnementales permettent alors la prédiction des variables biologiques H_1 , H_2 et de la $Pente_2$ (Tableau 2). Elles sont alors comparées aux variables biologiques ajustées à partir des détections acoustiques faites sur le terrain (Figure 3).

Tableau 2. Prédiction des variables biologiques H_1 , H_2 et $Pente_2$ à l'aide du modèle. Les 5 sites soulignés sont ceux utilisés pour la construction du modèle, les 5 autres sont ceux utilisés pour la validation. e.t., écart type. SST indique les sites pour lesquels ce paramètre est utilisé en l'absence de données K_{PAR} .

Sites	$H_1 \pm e.t.$	$H_2 \pm e.t.$	$Pente_2 \pm e.t.$
<u>Aber Wrac'h</u>	19,5 ± 0,1	24,9 ± 0,6	- 10,6 ± 0,1
<u>Groix</u> ^{SST}	16,4 ± 0,0	20,2 ± 0,0	- 8,3 ± 0,0
<u>Méloine</u>	18,3 ± 0,1	23,3 ± 0,4	- 9,9 ± 0,1
<u>Molene</u>	21,7 ± 0,5	25,0 ± 0,5	- 12,2 ± 0,3
<u>Triagoz</u>	19,3 ± 0,2	24,1 ± 0,8	- 10,6 ± 0,0
Audierne ^{SST}	16,4 ± 0,0	20,3 ± 0,1	- 8,3 ± 0,0
Bréhat	17,1 ± 0,3	22,1 ± 0,5	- 9,0 ± 0,2
Glénan	20,6 ± 0,0	23,9 ± 0,1	- 11,5 ± 0,0
Héaux	18,3 ± 0,7	23,6 ± 1,6	- 9,9 ± 0,5
Moélan ^{SST}	18,5 ± 0,0	21,8 ± 0,0	- 10,0 ± 0,0

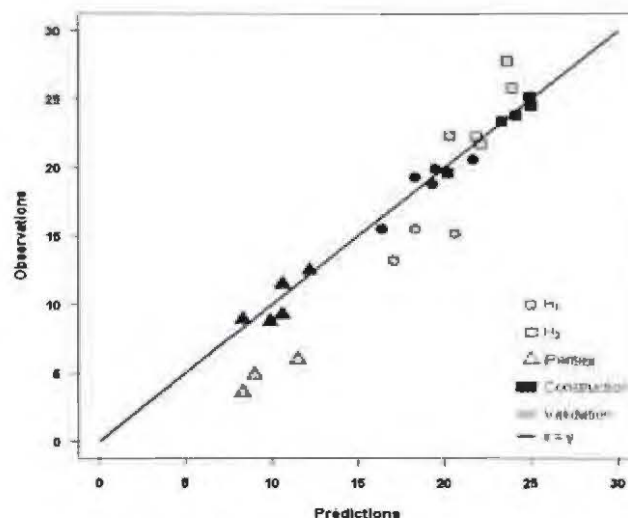


Figure 3. Variables biologiques observées H_1 , H_2 et $Pente_2$ en fonction des variables biologiques prédites. Pour la représentation graphique, $Pente_2$ est présentée en valeur absolue. Pour H_1 , il n'y a que les sites Bréhat, Glénan, et Héaux, et pour la $Pente_2$, les sites Audierne, Bréhat et Glénan (Tableau 1).

Le modèle prédit de façon satisfaisante la limite inférieure des forêts denses de laminaires, que se soit pour les 5 sites utilisés pour sa construction que pour les 5 autres. En effet, les projections des hauteurs H_2 observées en fonction des hauteurs H_2 prédites sont proches de la droite 1:1 (Figure 3). Il n'y a que la hauteur d'eau H_2 pour le site Héaux qui est sous estimée. En effet, le seuil H_2 observé à partir des prospections acoustiques pour ce site est de 27,8 m (Tableau 1) alors que son estimation à partir des données de transparence de l'eau et de la vitesse de courant n'est que de 23,6 m (Tableau 2) soit une sous estimation de plus de 4 m (Figure 3).

En revanche, le modèle est moins performant en ce qui concerne les prédictions de H_1 et de $Pente_2$. En effet, ces deux variables sont bien prédites pour les 5 sites utilisés pour la construction du modèle, alors que pour les autres sites le seuil H_1 est surestimé et la $Pente_2$ est sous estimée (Figure 3 et Tableaux 1 et 2). Ces résultats peuvent s'expliquer en partie par la stratégie de prospection acoustique des laminaires qui, en 2006, avait été axée principalement sur la détection de la limite inférieure. Ainsi, les distributions de fréquences de laminaires construites à partir de la campagne de 2006 ne sont pas très robustes pour les petites profondeurs, car le nombre d'échantillons (ou de ping) y est beaucoup plus faible qu'au niveau de la limite inférieure. Même si des précautions ont été prises lors de la construction de ces lois, en ne prenant en compte que des fréquences

de laminaires calculées à partir d'au moins 100 pings de roches, il semble que cela n'ait pas été suffisant. La distribution des laminaires sur les petites profondeurs est donc mal estimée.

Cette limite du modèle se retrouve lors de la prédiction des fréquences de présence des forêts denses de laminaires entre l'isobathe + 1 m et la hauteur d'eau H_1 . La prédiction se fait alors selon la topographie, via le BPI, et les résultats du modèle obtenus au niveau des 10 sites prospectés sont alors comparés aux fréquences observées sur le terrain par prospection acoustique (Figure 4).

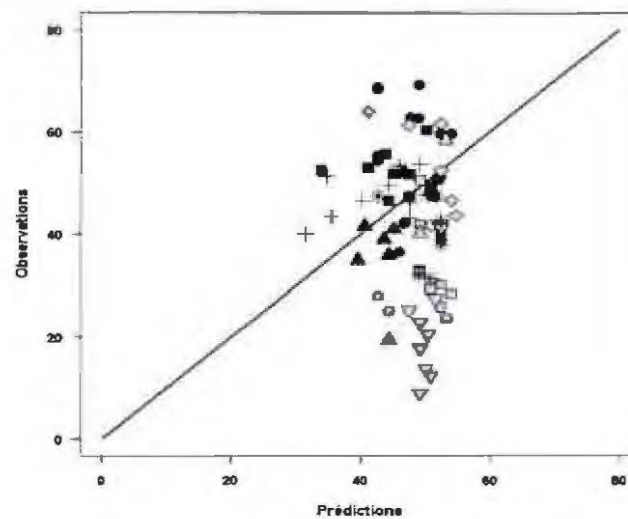


Figure 4. Fréquences observées de forêts denses de laminaires en fonction des fréquences prédites pour des hauteurs d'eau inférieures à H_1 . Les sites utilisés pour la construction du modèle sont en noir (●, Aber Wrac'h ; ■, Molène ; ▲ Méloine ; +, Triagoz ; *, Groix), ceux pour la validation en gris (●, Audierne ; ■, Bréhat ; ◆, Gléan ; ▲, Héaux ; ▼, Moelan).

A l'instar des résultats trouvés pour la prédiction de H_1 et $Pente_2$, le modèle n'est pas totalement satisfaisant pour les sites autres que ceux utilisés pour la construction du modèle. En effet, les prédictions sont en accord avec les observations lorsque ces dernières varient entre 50 et 60 %, ce qui est majoritairement le cas pour les 5 sites utilisés pour la construction du modèle (symboles noirs, Figure 4). En revanche pour les 5 autres sites, les fréquences des forêts denses varient sur le terrain de 10 à 60 % alors que les prédictions correspondantes varient entre 40 et 60 % (symboles gris, Figure 4). Cette surestimation des petites fréquences est liée au fait que la gamme des fréquences

utilisées pour la construction du modèle sur la base de la prospection acoustique faite en 2006 est plus étroite que celle obtenue par la prospection menée en 2007 et utilisée pour la validation de modèle. Ces résultats vont dans le sens d'une prospection acoustique insuffisante des forêts denses lors de la campagne de 2006, notamment sur les petits fonds, alors qu'elle a été plus complète en 2007.

En revanche, les prédictions des fréquences des forêts denses pour des hauteurs d'eau variant entre H_1 et H_2 sont satisfaisantes (Figure 5), notamment pour les 5 sites utilisés pour la construction du modèle (symboles noirs, Figure 5) et deux des sites utilisés pour la validation : Audiernie et Glénan (● et ◆, Figure 5). En effet, les projections des fréquences observées en fonction des fréquences prédites sont proches de la droite 1:1 (Figure 5). Les prédictions pour le site Moelan sont quand à elles moins satisfaisantes : certaines fréquences observées de l'ordre de 10 % sont surestimées entre 20 et 30 % (Figure 5). Enfin, le modèle n'est pas satisfaisant pour les sites Héaux et Bréhat avec une surestimation des fréquences prédites par rapport aux observations. Ces dernières ne dépassent pas 20 % pour Bréhat et 30 % pour Héaux alors que les prédictions atteignent 45 % et 40 % respectivement pour ces deux sites (Figure 5).

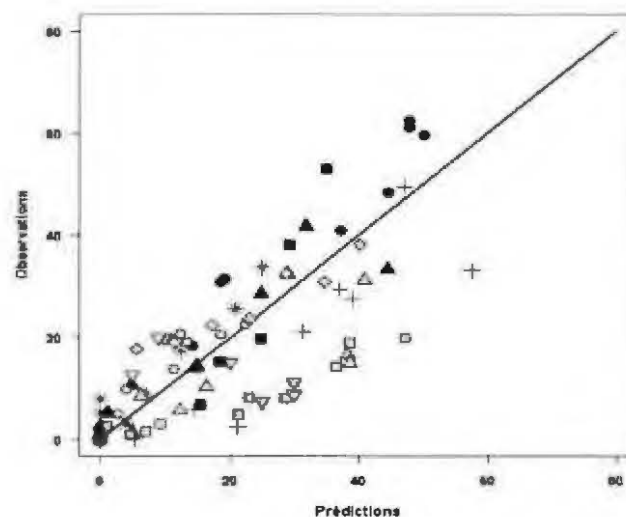


Figure 5. Fréquences observées de forêts denses de laminaires en fonction des fréquences prédites pour des hauteurs d'eau comprises entre H_1 et H_2 . Les sites utilisés pour la construction du modèle sont en noir (●, Aber Wrac'h ; ■, Molène ; ▲ Méloine ; +, Triagoz ; *, Groix), ceux pour la validation en gris (○, Audiernie ; □, Bréhat ; ◆, Glénan ; ▼, Moelan).

Le manque de performance du modèle pour les sites Bréhat et Héaux est lié en partie à la mauvaise prédiction des variables biologiques H_1 et $Pente_2$. En effet, à Bréhat, la $Pente_2$ observée est de -4,9 (Tableau 1) alors qu'elle est prédite par le modèle à une valeur de -9,0 (Tableau 2). Cette pente prédite va donc conduire à des prédictions de fréquences plus grandes que celles observées. Même si la $Pente_2$ du site Héaux n'a pu être ajustée, il est possible que la raison d'une mauvaise estimation des fréquences de laminaires soit la même que pour le site Bréhat. En effet, ces deux sites sont proches géographiquement (Figure 1) et devraient présenter les mêmes contraintes environnementales et donc les mêmes distributions de fréquences des laminaires. De plus, lors de la campagne de détection acoustique, de forts courants de marées ont été observés par les opérateurs (Thierry Perrot, comm. pers.) pour ces deux sites même si ils ne semblent pas différer des autres sites concernant ce paramètre environnemental (Tableau 1). Le manque de performance du modèle pour ces deux sites illustre une de ces limites importantes : l'absence de la prise en compte de phénomènes à l'échelle du site pouvant expliquer une variabilité intra-site elle-même à l'origine de différences inter-sites.

3.2.2. Cartographie prédictive

Malgré ses limites, notamment pour la prédiction de la présence des forêts denses de laminaires dans les petits fonds, le modèle a été utilisé pour produire une première cartographie afin de prédire les surfaces sur lesquelles ces peuplements sont susceptibles d'être rencontrés (Figure 6). Pour la discussion, trois sites ont été choisis : Aber Wrac'h (encadré noir Figure 6) qui a été utilisé pour la construction du modèle, Bréhat (encadré rouge Figure 6) et Glénan (encadré bleu, Figure 6). Le site Aber Wrac'h a été choisi car il est représentatif des sites présentant une colonne d'eau transparente ($K_{PARmin} < 0,180$) et une température de surface chaude ($SSTmin > 9$ °C) tels Molène, Triagoz et Glénan (Tableau 1). Pour ces sites, le modèle prédit la disparition des forêts denses de laminaires pour des hauteurs d'eau supérieures à 24 m (Tableau 2). Les forêts peuvent même atteindre localement 30 m à l'Aber Wrac'h (encadré noir Figure 6). Pour ce site, la prédiction de présence des laminaires est en accord avec la prospection acoustique. En effet, le modèle ne prédit plus de laminaires là où l'écho-sondeur n'en détecte plus

(encadré noir Figure 6). De même, la fréquence des pings correspondant à des laminaires par rapport à ceux de roches nues, diminue entre 20 et 30 m, ce qui est prédit par le modèle donnant des fréquences des laminaires variant entre 10 et 40 % entre ces deux hauteurs d'eau (encadré noir Figure 6). Pour des hauteurs d'eau inférieures à 20 m, les fréquences prédites sont fortes, entre 50 et 70 %, là où les pings de laminaires par rapport à ceux de roches nues sont également plus nombreux.

Le site de Bréhat est quand à lui représentatif des sites avec une colonne d'eau turbide ($K_{PARmin} > 0,180$) et une température de surface froide ($SSTmin < 9\text{ °C}$) tels les sites de Groix, Audierne et Héaux (Tableau 1). Pour ces sites, le modèle prédit une disparition des forêts denses de laminaires pour des hauteurs d'eau plus faibles que pour les sites du type de l'Aber Wrac'h. En effet, elle intervient pour une hauteur d'eau variant entre 20 m à Groix et presque 24 m aux Héaux, même si pour ce dernier site, cette hauteur est sous estimée par le modèle (Tableau 2). Pour le site Bréhat, le modèle prédit des fréquences de laminaires surestimées par rapport à celles obtenues par détection acoustique (encadré rouge, Figure 6). En effet, il y a très peu de laminaires détectées dans la zone médiane de la région prospectée, entre les deux lignes de niveau 10 m, alors que le modèle y prédit une fréquence de 10 à 40 %. La turbidité n'est donc pas le seul facteur limitant à Bréhat, car même si ce site présente une colonne d'eau peu transparente, ceci ne suffit pas à expliquer le peu de détection des laminaires. Il est donc indispensable de mettre en place de nouvelles investigations notamment à l'échelle du site (intra-site) afin d'étudier les effets de facteurs locaux sur la distribution des forêts denses de laminaires.

Enfin, le site des Glénan a été choisi pour illustrer l'effet de la vitesse maximale de courant de marée sur la fréquence de laminaires (encadré bleu, Figure 6). Ce facteur n'agit dans le modèle que sur la prédiction de la limite inférieure, en favorisant une propagation vers la profondeur des peuplements qui sont alors légèrement agités et donc ainsi dépoussiérés et en relation avec une eau souvent renouvelée. En effet, pour une transparence de l'eau et une température équivalentes, la disparition des laminaires se fait pour une hauteur d'eau moins haute aux Glénan qu'à l'Aber Wrac'h, avec une différence de 1 m (Tableau 2). Les laminaires atteignent donc difficilement la limite des 30 m aux Glénan (Figure 6). Enfin, pour ce site comme pour l'Aber Wrac'h, il y a une bonne adéquation entre les fréquences prédites et les détections acoustiques. Entre 20 et

30 m, là où il y a pas ou peu de laminaires détectées, le modèle en prédit peu ou pas, soit une fréquence variant entre 0 et 20 %. De même, pour des hauteurs d'eau plus faibles, lorsque le nombre de ping correspondant à des laminaires augmente par rapport au nombre de ping correspondant à de la roche nue, le modèle prédit des fréquences plus élevées, entre 20 et 60 % (encadré bleu, Figure 6).

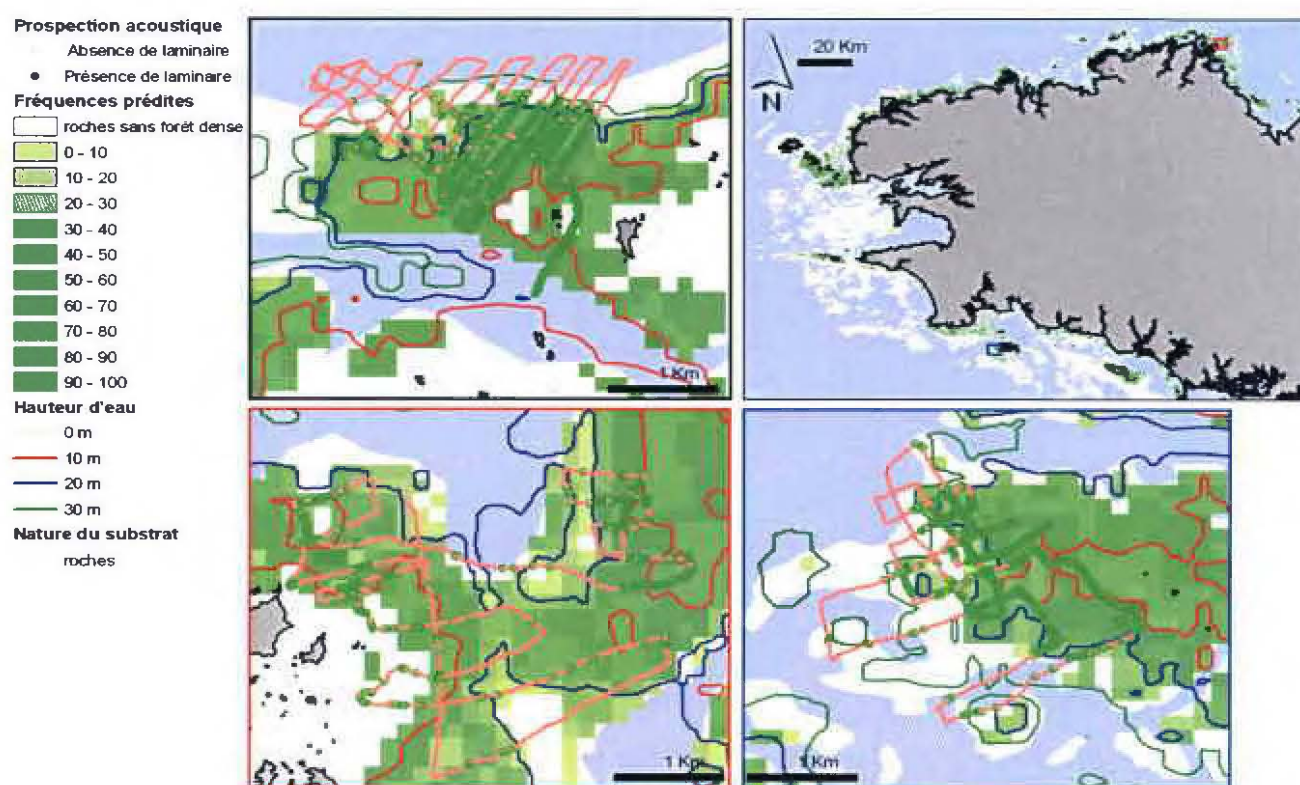


Figure 6. Cartographie prédictive de la fréquence de présence des forêts denses de laminaires le long des côtes Bretonnes. Trois sites sont choisis pour l'illustration et la discussion : Aber Wrac'h (encadré noir), Bréhat (encadré rouge) et Glénan (encadré bleu).

3.2.3. Simulations

Dans le cadre du 'Changement global', responsable de modifications de l'environnement (IPCC 2001), le modèle prédictif des forêts denses de laminaires est utilisé afin de prédire l'évolution de la limite inférieure des laminaires dans différents scénarii. Ces derniers reposent sur une diminution de la transparence de l'eau en raison d'une augmentation de la turbidité liée à plus d'occurrence de phénomènes extrêmes tels des orages et des tempêtes. Ces phénomènes engendrent alors une augmentation de la teneur en particules fines de la colonne d'eau provenant du fond remis en suspension,

mais également, provenant des rivières fortement chargées en raison des lessivages (de Jonge and de Jong 2002; Cardoso et al. 2007). Cette diminution de la transparence de l'eau va donc limiter la photosynthèse, les radiations étant très vite absorbées par les premiers mètres de la colonne d'eau. De même, l'effet le plus connu du 'Changement global' est également testé par le modèle. C'est l'augmentation de la température du globe, même si la colonne d'eau subit cette augmentation de façon moindre (IPCC 2001).

Tableau 3. Limite inférieure des forêts dense de laminaires estimée par la hauteur d'eau H_2 . La H_2 observée provient de l'ajustement par morceaux des distributions de fréquences, la H_2 prédite est obtenue par le modèle selon les paramètres environnementaux du tableau 1 et les H_2 simulées I, II et III sont obtenues en augmentant le K_{PAR} respectivement de 0,02, de 0,05 et de 0,1, sauf pour les sites marqués^{SST} pour lesquels SST est augmentée respectivement de 0,2, de 0,5 et de 1 °C. Les valeurs sont reportées avec leur écart type.

Site	H_2 observée	H_2 prédite	H_2 simulée I	H_2 simulée II	H_2 simulée III
AW	25.2 ± 0.5	24.9 ± 0.6	22.4 ± 0.6	18.8 ± 0.6	12.7 ± 0.6
Gr ^{SST}	19.6 ± 0.4	20.2 ± 0.0	21.2 ± 0.4	22.8 ± 0.4	25.5 ± 0.4
Me	23.4 ± 0.6	23.3 ± 0.4	20.9 ± 0.4	17.3 ± 0.4	11.2 ± 0.4
Mo	24.5 ± 0.6	25.0 ± 0.5	22.6 ± 0.5	19.0 ± 0.5	12.9 ± 0.5
Tr	23.8 ± 0.4	24.1 ± 0.8	21.7 ± 0.8	18.1 ± 0.8	12.0 ± 0.8
Au ^{SST}	22.3 ± 1.6	20.3 ± 0.1	21.4 ± 0.1	23.0 ± 0.1	25.7 ± 0.1
Br	21.7 ± 0.8	22.1 ± 0.5	19.6 ± 0.5	16.0 ± 0.5	9.9 ± 0.5
Gl	25.8 ± 0.4	23.9 ± 0.1	21.5 ± 0.1	17.9 ± 0.1	11.8 ± 0.1
He	27.8 ± 1.4	23.6 ± 1.6	21.2 ± 1.6	17.5 ± 1.6	11.5 ± 1.6
MI ^{SST}	22.3 ± 0.8	21.8 ± 0.0	23.0 ± 0.0	24.6 ± 0.0	27.2 ± 0.0

Les résultats montrent l'effet antagoniste entre les deux paramètres utilisés : une diminution de la transparence de l'eau engendre une remontée de la limite inférieure des forêts denses de laminaires, alors qu'une augmentation de température fait descendre cette limite vers les profondeurs (Tableau 3). En effet, les hauteurs d'eau H_2 des sites pour lesquels se sont les valeurs de K_{PAR} qui sont utilisées pour la prédiction, diminuent de 2,5, de 6 et de 12 m lorsque le K_{PAR} augmente respectivement de 0,02, de 0,05 et de 0,10 (Tableau 3). Ainsi, par exemple, la limite inférieure des forêts denses passe d'une

hauteur d'eau de 25 m à moins de 13 m à l'Aber Wrac'h, ou de 22 m à moins de 10 m à Bréhat (Tableau 3). Inversement, ces hauteurs d'eau augmentent de 1, de 2,5 et de 5,5 m avec une température augmentant respectivement de 0,2, de 0,5 et de 1 °C (Tableau 3).

Bien que les résultats obtenus à partir de la SST soient satisfaisants, la température seule ne semble pas être un bon facteur de prédiction. Les prédictions sont faites pour des conditions environnementales actuelles, mais il est connu que l'augmentation de la température de l'eau s'accompagne d'une augmentation de sa turbidité (de Jonge and de Jong 2002; Cardoso et al. 2007). Or, cette dernière est à l'origine d'une remontée des peuplements photosynthétiques, phénomène que même une température favorable ne permettra pas d'inverser. La turbidité est donc le facteur limitant de la propagation des forêts denses en profondeur. L'idéal serait d'avoir un modèle prédisant la limite inférieure à l'aide du K_{PAR} et de la SST. Ainsi, une remontée de la limite inférieure des laminaires dues à une turbidité trop forte serait plus ou moins compensée par une température favorable.

4. Conclusion et Perspectives

Le modèle proposé par Méléder (2007) est donc partiellement validé. En effet, la prédiction des limites inférieures des forêts denses de laminaire est satisfaisante au regard de celles obtenues par écho-sondage sur le terrain. Le modèle peut même être utilisé dans le cadre de scénarii en relation avec le 'Changement Global' responsable d'une diminution de la transparence de l'eau. En revanche, le modèle présente un manque de performance, notamment pour les prédictions sur les petits fonds. Ce manque est expliqué par 1/ l'échantillonnage des laminaires par écho-sondage limité en nombre pour des hauteurs d'eau comprises entre 0 et 15 m concernant les sites utilisés pour la construction du modèle ; 2/ le manque d'information à l'échelle des sites afin d'analyser la variabilité intra-site.

Pour répondre à ces deux limites du modèle, différentes voies sont proposées :

- Utiliser les campagnes de détection de 2007, échantillonnant mieux les laminaires sur toutes les hauteurs d'eau, afin d'établir de nouvelles lois de distribution des fréquences de laminaires en fonction de la transparence de

l'eau, de la topographie et d'autres paramètres locaux tels la houle ou l'exposition par rapport au soleil (ombrage).

- Obtenir des informations géophysiques à l'échelle des sites, c'est-à-dire à une résolution de l'ordre de la dizaine de mètres. La bathymétrie à une telle résolution permettrait alors d'obtenir une topographie plus fine et donc plus en adéquation avec des processus biologiques (ombrage, exposition ...). De même, il serait indispensable d'avoir des images de turbidité ou de transparence de l'eau à une échelle moindre, telle celle de MERIS, de l'ordre de 300 m. En sachant que cette dernière recommandation est une des plus difficiles, il peut être possible de compenser ce manque d'information à l'aide de la mise en place d'un recueil de données de turbidité de terrain.
- Intégrer de nouveaux facteurs environnementaux tels la houle, les sels nutritifs, l'exploitation industrielle, toujours à une échelle pouvant expliquer la variabilité intra-site.

5. Références

- Bajjouk T, Guillaumont B, Populus J (1996) Application of airborne imaging spectrometry system data to intertidal seaweed classification and mapping. *Hydrobiologia* 327
- Brinkman AG, Dankers N, van Stralen M (2002) An analysis of mussel bed habitats in the Dutch Wadden Sea. *Helgoland Marine Research* 56: 59-75
- Brown CJ, Cooper KM, Meadows WJ, Limpenny DS, Rees HL (2002) Small-scale mapping of sea-bed assemblages in the eastern English Channel using sidescan sonar and remote sampling techniques. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 54: 263-278
- Cardoso PG, Raffaelli D, Lillebø AI, Verdelhos T, Pardal MA (2007) The impact of extreme flooding events and anthropogenic stressors on macrobenthic communities' dynamics. *Estuarine Coastal and Shelf Science* in press
- Combe JP, Launeau P, Carrere V, Despan D, Meleder V, Barille L, Sotin C (2005) Mapping microphytobenthos biomass by non-linear inversion of visible-infrared hyperspectral images. *Remote Sensing of Environment* 98: 371-387
- de Jonge VN, de Jong DJ (2002) 'Global Change' impact of inter-annual variation in water discharge as a driving factor of dredging and spoil disposal in the river Rhine system and of turbidity in the Wadden sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 55: 969-991
- De Oliveira E (2005) Cartographie prédictive des habitats benthiques. IFREMER, R.INT.DYNECO/VIGIES 05-05, Brest
- De Oliveira E, Populus J, Guillaumont B (2006) Predictive modelling of coastal habitats using remote sensing data and fuzzy logic. *EARSel eProceedings* 5: 208-223
- Denny M, Gaylord B (2002) The mechanics of wave-swept algae. *Journal of Experimental Biology* 205: 1355-1362
- Gohin F, Loyer S, Lunven M, Labry C, Froidefond JM, Delmas D, Huret M, Herbland A (2005a) Satellite-derived parameters for biological modelling in coastal waters: Illustration over the eastern continental shelf of the Bay of Biscay. *Remote Sensing of Environment* 95: 29-46
- Gohin F, Loyer S, Lunven M, Labry C, Froidefond J-M, Delmas D, Huret M, Herbland A (2005b) Satellite-derived parameters for biological modelling in coastal waters: Illustration over the eastern continental shelf of the Bay of Biscay. *Remote Sensing of Environment* 95: 29-46
- Greve TM, Krause-Jensen D (2005) Predictive modelling of eelgrass (*Zostera marina*) depth limits. *Marine Biology* 146: 849-858
- Guillaumont B, Bajjouk T, Talec P (1997) Seaweed and remote sensing: a critical review of sensors and data processing. In: Round FE, Chapman DJ (eds) *Progress in Phycological Research*. Biopress, pp 213-282
- Guillaumont B, Callens L, Dion P (1993) Spatial-Distribution and Quantification of *Fucus* Species and *Ascophyllum-Nodosum* Beds in Intertidal Zones Using Spot Imagery. *Hydrobiologia* 261
- IFREMER (2005) Bathymétrie des côtes françaises par interpolation géostatistique (krigeage). IFREMER
- IPCC (2001) *Climate change 2001: the scientific basis, contribution of working group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge University Press, Cambridge
- Kelly NM, Fonseca M, Whitfield P (2001) Predictive mapping for management and conservation of seagrass beds in North Carolina. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 11: 437-451
- Lundblad ER, Wright DJ, Naar DF, Donahue BT, Miller J, Larkin EM, Rinehart R (2004) Classifying deep water benthic habitats around Tutulia, America Samoa 24th annual ESRI Conference, San Diego, CA

- Méléder V (2007) Protocole de distribution des habitats benthiques côtiers par modélisation prédictive. IFREMER, R.INT.DYNECO/AG/07-05/VMT, Brest
- Méléder V, Launeau P, Barillé L, Rincé Y (2003) Microphytobenthos assemblage mapping by spatial visible-infrared remote sensing in a shellfish ecosystem. *Comptes Rendus Biologies* 11: 437-451
- Perrot T, Mouquet P (2006) Mise en relation d'un indice de turbidité avec la profondeur d'immersion et la densité en laminaires observées à partir de prospections sous-marines et acoustiques. CEVA et IFREMER, RST/IFREMER/DYNECO/VIGIES/06-11/REBENT, Brest
- Roff JC, Taylor ME (2000) National frameworks for marine conservation - A hierarchical geophysical approach. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 10: 209-223
- SHOM (1994-2005) Cartes sédimentologiques (G). SHOM
- Sivertsen K (1997) Geographic and environmental factors affecting the distribution of kelp beds and barren grounds and changes in biota associated with kelp reduction at sites along the Norwegian coast. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 2872-2887
- Stevens T, Connolly RM (2004) Testing the utility of abiotic surrogates for marine habitat mapping at scales relevant to management. *Biological Conservation* 119: 351-362
- Toms JD, Lesperance ML (2003) Piecewise regression: A tool for identifying ecological thresholds. *Ecology* 84: 2034-2041
- Vaslet D, Larsonneur C, Auffret J-P (1979) Carte des sédiments superficiels de la Manche. BRGM/CNEXO
- Zacharias MA, Morris MC, Howes DE (1999) Large scale characterization of intertidal communities using a predictive model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 239
- Zacharias MA, Roff JC (2001) Explanations of patterns of intertidal diversity at regional scales. *Journal of Biogeography* 28: 471-483

6. Annexe

Predictive modelling of subtidal kelp forests. ICES CM 2007/ B:04 A case study in Brittany (France).

Vona Méléder, Jacques Populus, Anouar Hamdi and Brigitte Guillaumont

IFREMER, DYNECO/AG, 29280 PLOUZANE, FRANCE.

ABSTRACT

This study proposes a methodology producing rules to understand kelp forest distribution according to environmental parameters and hence, predictive maps. Key parameters used to predict the presence of kelp forest are grouped into three themes concerned with 1/ the nature of the substrate, 2/ the influence of the local environment: topology and hydrodynamics, and 3/ the nature of the water body overlying the substrate: turbidity, expressed by the attenuation coefficient of the photosynthetically available radiation, the K_{PAR} , calculated from SeaWiFS radiances, and temperature, expressed as Sea Surface Temperature SST, from AVHRR radiances. Kelp forest observations used to build and to validate the predictive model are derived from acoustic detection of seaweeds at 10 sites along the Brittany coast.

Kelp forest distribution on rock substrata remains stable in shallow water until a first depth limit, named H_1 . Local topology, expressed using the BPI (Bathymetric Position Index), explains the variability of kelp distribution above H_1 , where light and temperature are sufficient. Below depth H_1 , the percentage of presence decreases until the disappearance of kelp forest at a depth limit named H_2 . The variability of depths H_1 and H_2 over sites is mainly explained by the turbidity, or by the temperature. Indeed, an increase in K_{PAR} is responsible for raising the depths H_1 and H_2 , whereas an increase in SST explains the deeper depth limit. The maximum current velocity during the mean spring tide, from hydrodynamic model simulations, also explains kelp distribution along the Brittany coast. For a constant turbidity, a drop in the depth limit H_2 occurs in direct ratio with the power 1.5 of the velocity. This latter parameter expresses the drag pressure in relation to the flexibility of algae. Using these relationships, predictive maps are produced and validated.

INTRODUCTION

Seaweeds are an important component of coastal primary production. For example, kelp beds are among the most productive ranging from 400 to 1900 g C.m⁻².y⁻¹ (see ref. in (Sivertsen 1997)). Seaweeds provide an essential habitat and food for hundreds of species of marine invertebrates and fish living in temperate nearshore waters. In terms of biodiversity, the impact of both climate

change and the increased pressure on the coastal zone by human activities, their ecological importance needs to be assessed, as they are potentially reactive to changes in environmental quality. There is also a steady demand for raw material by the seaweed industry.

Traditionally, marine ecologists have used the direct sampling method to characterise shallow and intertidal water marine habitats. However, this method is neither time nor cost effective for vast expanses. Remote sensing tools, such as aerial photography, and airborne and satellite imagery, are appropriate for surveying and classifying marine habitats in the tidal zone (Guillaumont et al. 1993; Bajjouk et al. 1996; Guillaumont et al. 1997; Méléder et al. 2003; Combe et al. 2005). However, these tools rapidly become limited for subtidal surveys because of the absorption of visible radiations by water. Acoustic methods are suitable to overcome this limitation and to remotely sample seafloor texture and depth in subtidal waters (Brown et al. 2002). Thus, some combination of environmental parameters, defining 'marine landscapes', is assumed to control the distribution of species and habitat types (Roff and Taylor 2000). Therefore, the key parameters used could be grouped into three themes (Stevens and Connolly 2004), those concerned with 1/ the nature of the substrate (depth, sediment type, sediment constituents), 2/ the nature of the water body overlying the substrate (temperature, pH, salinity, turbidity) and 3/ the influence of the local environment (exposure to waves, current velocity, proximity to major river entrances, nutrient inputs). Since the proposed approach by Roff & Taylor in 2000 to predict the distribution of species and habitat types using 'marine landscapes', there have been a few examples of marine habitat classification in a spatial context based on physical factors (Zacharias et al. 1999; Kelly et al. 2001; Zacharias and Roff 2001; Brinkman et al. 2002; Stevens and Connolly 2004; Greve and Krause-Jensen 2005; De Oliveira et al. 2006). Applied to a marine context, these methodologies are expected to produce rules to understand species distribution according to environmental parameters and hence, predictive maps.

The aim of this study is to propose a predictive model for the presence percentage of kelp forests (hereafter KF) along the Brittany coast, France. KF are constituted by various seaweed species belonging to the Laminariales order, essentially *Laminaria digitata* and *Laminaria hyperborea*. Presence percentage is predicted as a function of the water column height and the chosen methodology for the prediction is stepwise multiple regression with a backward selection of environmental variables. The software used to build and validate the model and to show the resulting map is a Geographical Information System (GIS), ArcGIS 9.0.

MATERIAL AND METHODS

Environmental parameters

Substratum – As KF inhabit the rocky substratum, the prediction of their occurrence is limited to this kind of substrate. Thus, maps of rock in shape file format are used as a mask to force the model in the GIS software: numerical

sedimentologic maps (SHOM 1994-2005) with a resolution of 1:50,000 and, where these maps are not available, another sedimentologic map fills the gaps (Vaslet et al. 1979) with a coarser resolution of 1:500,000.

Bathymetry – The bathymetry map is a raster dataset from the French Channel coast to the Gironde estuary, with a resolution of 150 m (IFREMER 2005). Two bathymetric derivatives are calculated: water column height and Bathymetric Position Index (BPI). Water column height is obtained by correction of the bathymetry, expressed in metres against the isobaths 0 m, by the annual mean level of the tide. BPI enables topography to be estimated (crest / depression / flat or slope) by measuring where a georeferenced cell, with a defined bathymetry, is located relative to the overall landscape (Lundblad et al. 2004). Cells are assigned new values within a range of positive and negative numbers. A positive BPI indicates a cell on a crest, whereas a negative index is found where a depression occurs. Flat areas or areas with a constant slope produce near-zero index values (Lundblad et al. 2004).

Turbidity – In coastal waters, light is very often a key limiting factor for the growth of photosynthetic organisms, such as laminarial algae, and the light attenuation coefficient in the euphotic layer is a major parameter in ecological modelling. Thus, the attenuation coefficient of the photosynthetically available radiation (PAR domain [400 – 700 nm]), the K_{PAR} , enables the light decrease throughout the water column to be modelled. In this study, this coefficient is derived from SeaWiFS (Sea Wide Field Sensor) satellite radiance (Gohin et al. 2005a). 52 weekly mean images of K_{PAR} were obtained from SeaWiFS data averaged over the 1998-2004 period, with a resolution of 1,100 m.

Temperature – This factor is estimated by Sea Surface Temperature (SST, in °C) derived from AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer) data with a resolution of 1,100 m. Like K_{PAR} , 52 weekly mean images are available from AVHRR reflectances averaged over the past two decades.

Hydrodynamics – This variable is estimated by tidal current maximum velocity (V_{max} in $m \cdot s^{-1}$) resulting from the hydrodynamic model MARS 3D (Model for Application at Regional Scale, IFREMER/DEL-AO, Plouzané – France) simulations for a mean tide. Current maps show an average resolution of 300 m.

Seaweed *in situ* sampling data and estimation of distribution laws

The presence of KF is detected using an acoustic technique (single-beam sounder SIMRAD EK60) at 10 sites from the north to the south of the Brittany coast (Figure 1). Percentage of presence is calculated for classes of water column height from 10 to 30 m (Figure 2). These distribution laws are fitted using piecewise regression (3 segments) to estimate two breakpoints, namely H_1 and H_2 , and the slope between these breakpoints, $Slope_2$. H_1 and H_2 are, respectively, the water column height corresponding to the beginning of the percentage decrease and to the KF disappearance (Figure 2).

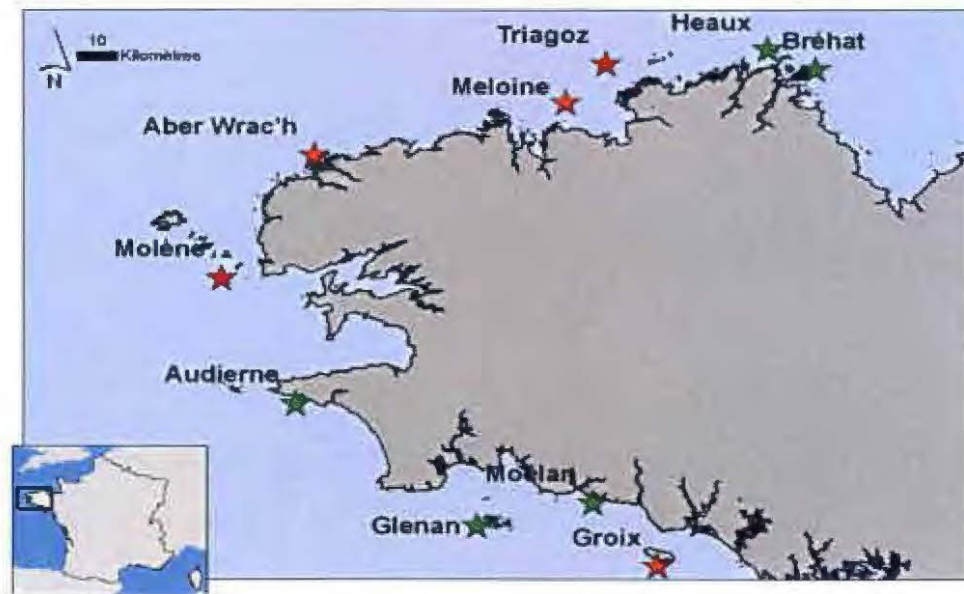


Figure 1. Location of the 10 sites. Red star: sites used to build the model; green star: sites used to validate it

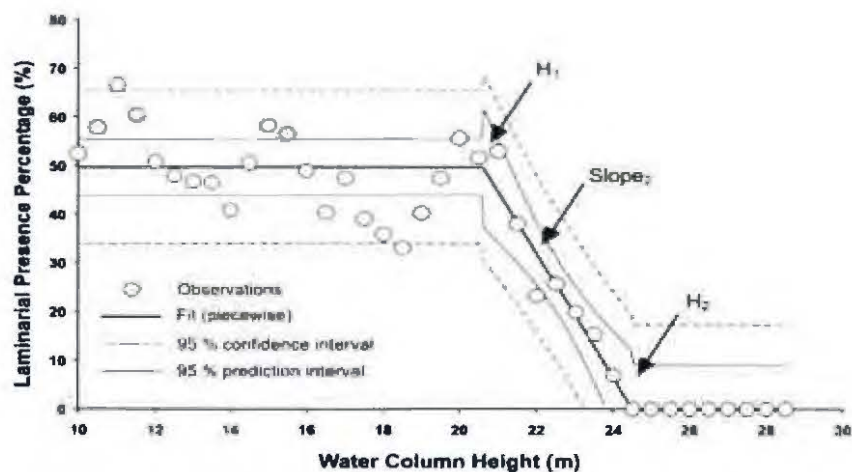


Figure 2. Presence percentage of KF vs. water column height. Example from the site 'Molène' (cf. Figure 1). Observations (O) are obtained from echosounding and are fitted using piecewise regression (bold line), fixing the two breakpoints, H_1 and H_2 , and the slope between these points, $Slope_2$. Fit is expressed with its confidence (dashed line) and prediction (fine line) intervals at 95 %.

Model building and predictive mapping of KF presence percentage.

Five sites are used to build the model: Aber Wrac'h, Groix, Méloine, Molène and Triagoz (Figure 1). For these sites, H_1 , H_2 and $Slope_2$ (Figure 2) are predicted using stepwise multiple regressions crossing turbidity (K_{PAR}), temperature (SST), energy (Vmax) and topography (BPI):

$$\begin{aligned} H_1 &= aBPI + bSST + cK_{PAR} + dVmax^\beta \\ H_2 &= a'BPI + b'SST + c'K_{PAR} + d'Vmax^\beta \\ Slope_2 &= a''BPI + b''SST + c''K_{PAR} + d''Vmax^\beta \\ \text{predict \%} &= Slope_2 \times (h - H_2) \quad \text{for } H_1 < h < H_2 \end{aligned}$$

where a to c'' are the regression coefficients (might be = 0), and the β exponent expresses the flexibility of algae in a flow, typically approximately 1.5 (Denny and Gaylord 2002). 2 and 1.5 are tested as values for β .

However, the use in the stepwise regression process of the 52 weekly values of K_{PAR} and SST is not relevant. For this reason, turbidity and temperature information are synthesised using both annual averages ($K_{PARyear}$ and $SSTyear$) and the average during the growth period (from week 14 to week 25, $K_{PARgrowth}$ and $SSTgrowth$). Minimum and maximum values during the year (K_{PARmin} , $SSTmin$, K_{PARmax} and $SSTmax$) are also integrated in the stepwise regression process. Regressions are run using the statistical software R 2.5.1. Then, environmental variables with a not significant partial F ($p \leq 0.1$) are removed step by step. However, varying significant multiple or simple regressions are obtained to predict the same biological variables. All these regressions are used to build varying predictive models, and the one with the maximum reducing of residuals between predictions and observations is kept to produce the final predictive map. This map is then built using geoprocessing tools from ArcGIS 9.0, automating the model work flow with the interface 'ModelBuilder'.

The prediction of KF presence percentage for a water column height less than H_1 is performed using the same process:

$$\text{predict \%} = wBPI + xSST + yK_{PAR} + zVmax^\beta \quad \text{for } h < H_1$$

where w to z are the regression coefficients (might be = 0) and $\beta = 1.5$ or 2.

Model validation

Presence percentages of KF from the remaining 5 sites are compared to the prediction at the same location: Audierne, Bréhat, Gléan, Heaux and Moelan (Figure 1).

RESULTS

Piecewise regressions are used to fit KF presence percentage and to determine the water column height at which the percentage begins to decrease, H_1 , and after which no KF are observed, the depth limit H_2 (Figure 2 and Table 1). Fittings are good with high adjusted R^2 and probability less than 0.01. H_1 varies from 13.2 m for the more turbid and coldest site, Bréhat, to 20.6 m for the less turbid and warmest one, Molène (Table 1).

Table 1. Breakpoints H_1 and H_2 and the slope between them, $Slope_2$, fitted using piecewise regressions. All sites are reported with their K_{PARmin} and $SSTmin$ values, these parameters being more relevant for the prediction (cf. § *Model choice*). All regressions are significant ($p \leq 0.01$). Underlined sites are those used to build the model. The others are used to validate it. * Fitting using two segments; ** using four segments

Site	K_{PARmin}	$SSTmin$	$Vmax$	Adjusted R^2	$H_1 \pm std$	$H_2 \pm std$	$Slope_2 \pm std$
<u>Aber Wrac'h</u>	0.175	9.4	1.12	0.92	19.9 ± 0.4	25.2 ± 0.5	-11.5 ± 1.5
<u>Groix</u>	-	8.7	0.27	0.96	15.5 ± 0.4	19.6 ± 0.4	-8.9 ± 0.8
<u>Méloine</u>	0.183	9.1	0.89	0.88	19.3 ± 0.6	23.4 ± 0.6	-8.8 ± 0.9
<u>Molène</u>	0.160	9.6	0.27	0.90	20.6 ± 0.5	24.5 ± 0.6	-12.5 ± 0.8
<u>Triagoz</u>	0.176	9.0	0.95	0.96	18.8 ± 0.4	23.8 ± 0.4	-9.3 ± 1.1
Audierne*	0.164	8.9	0.44	0.80	n.d.	22.3 ± 1.6	-3.6 ± 0.4
Bréhat	0.189	8.3	0.87	0.92	13.2 ± 0.6	21.7 ± 0.8	-4.9 ± 0.4
Glénan	0.164	9.3	0.27	0.98	15.2 ± 0.3	25.8 ± 0.4	-6.0 ± 0.2
Heaux**	0.180	8.6	0.87	0.98	15.5 ± 0.1	27.8 ± 1.4	n.d.
Moelan**	-	9.1	0.1	0.97	n.d.	22.3 ± 0.8	n.d.

In the same way, Slope₂ is higher in turbid and cold sites, such as Audierne and Bréhat, than in less turbid and warm sites, such as Méloine and Aber Wrac'h (Table 1). Like H₁ and Slope₂, H₂ varies with turbidity and surface temperature, from 19.3 m to 27.8 m. However, the relationship between this height and turbidity and/or surface temperature is not as clear as that explaining H₁.

Indeed, four models are significant to predict KF presence percentage for a water column height varying from H₁ to H₂. The first one predicts H₁, H₂ and Slope₂ using SSTmin only (eqs. 1 to 3) and the second one uses K_{PARmin} only (eqs. 4 to 6). The last two significant models are similar to the first two, but with a more predictive H₂ using Vmax^{1.5} more than SSTmin or K_{PARmin} (eqs. 7 and 8). Thus, adjusted R² vary from 0.80 to 0.98 when Vmax^{1.5} is associated to SSTmin, and from 0.76 to 0.97 when Vmax^{1.5} is associated to K_{PARmin}:

pred_mod1,

$$H_1 = -29.81 + 5.31 \times \text{SSTmin} \quad R^2 = 0.88, p \leq 0.05 \quad (1)$$

$$H_2 = -30.32 + 5.86 \times \text{SSTmin} \quad R^2 = 0.80, p \leq 0.05 \quad (2)$$

$$\text{Slope}_2 = 28.53 - 4.23 \times \text{SSTmin} \quad R^2 = 0.79, p \leq 0.05 \quad (3)$$

pred_mod2,

$$H_1 = 40.5 - 121.19 \times \text{K}_{\text{PARmin}} \quad R^2 = 0.87, p \leq 0.05 \quad (4)$$

$$H_2 = 40.75 - 130.97 \times \text{K}_{\text{PARmin}} \quad R^2 = 0.76, p \leq 0.05 \quad (5)$$

$$\text{Slope}_2 = -25.37 + 84.72 \times \text{K}_{\text{PARmin}} \quad R^2 = 0.60, p = 0.12 \quad (6)$$

pred_mod3,

$$H_1 = \text{eq. (4)}$$

$$H_2 = 43.53 - 121.12 \times \text{K}_{\text{PARmin}} + 2.26 \times \text{Vmax}^{1.5} \quad R^2 = 0.97, p \leq 0.05 \quad (7)$$

$$\text{Slope}_2 = \text{eq. (6)}$$

pred_mod4,

$$H_1 = \text{eq. (1)}$$

$$H_2 = -26.86 + 5.33 \times \text{SSTmin} + 2.07 \times \text{Vmax}^{1.5} \quad R^2 = 0.98, p \leq 0.05 \quad (8)$$

$$\text{Slope}_2 = \text{eq. (3)}$$

Model choice

The most efficient model, reducing residuals between observation and prediction, is that using K_{PARmin} and Vmax^{1.5} (Figure 3c), whereas models using K_{PARmin} or SSTmin only are not so efficient (Figures 3a and 3b). Only the observed percentages from Groix are not well predicted using the model 'pred_mod3' but this is because no SeaWiFS data are available for this site. Thus, the model using SSTmin and Vmax^{1.5} (Figure 3d) is run for this site and other locations without turbidity data.

Indeed, an increase in K_{PAR} is responsible for raising the depths H_1 and H_2 , whereas an increase in SST explains deeper breakpoints. For a constant turbidity or surface temperature, a drop in the depth limit H_2 occurs in direct ratio with the power 1.5 of the velocity.

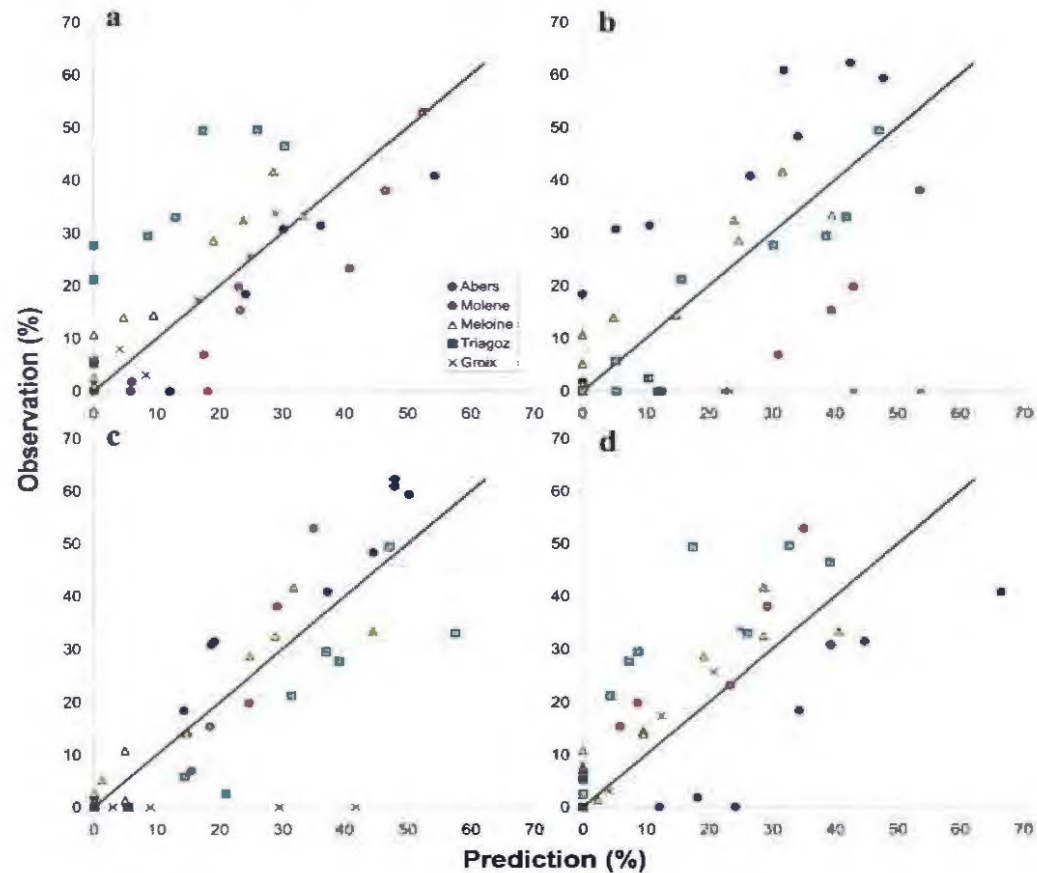


Figure 3. KF presence percentage observed vs. predicted with the four significant models. a/ using SSTmin only, b/ using K_{PARmin} , c/ using K_{PARmin} and $V_{max}^{1.5}$, d/ using SSTmin and $V_{max}^{1.5}$. Dark lines illustrate the relationship observation = prediction.

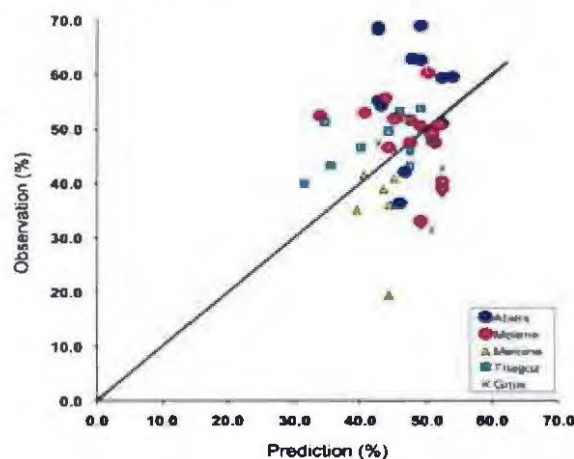


Figure 4. KF presence percentage observed vs. predicted with the model using BPI.

On the other hand, KF percentage prediction for a water column height less than H_1 is done with a model where only topography (BPI) is significant:

$$\text{Predict \%} = 52.5 - 1.64 \times \text{BPI} \quad R^2 = 0.75, p \leq 0.01 \text{ (9)}$$

Thus, KF are preferentially observed in depressions rather than on crests. BPI enables the prediction of percentage in accordance with observation when the latter is around 50 % of presence (Figure 4). When observations are too far from this value, residuals increase.

Predictive map of KF presence

The proposed model can predict not only presence percentage but also the limit of KF disappearance (Table 2):

Table 2. Observed and predicted H_2 . Underlined sites are those used to build the model. The others are used to validate it.

Site	Observed H_2	Predicted H_2
<u>Aber Wrac'h</u>	25.2 ± 0.5	24.9 ± 0.6
<u>Groix</u>	19.6 ± 0.4	20.2 ± 0.0
<u>Méloine</u>	23.4 ± 0.6	23.3 ± 0.4
<u>Molène</u>	24.5 ± 0.6	25 ± 0.5
<u>Triagoz</u>	23.8 ± 0.4	24.1 ± 0.8
Audierne	22.3 ± 1.6	20.3 ± 0.1
Bréhat	21.7 ± 0.8	22.1 ± 0.5
Glénan	25.8 ± 0.4	23.9 ± 0.1
Heaux	27.8 ± 1.4	23.6 ± 1.6
Moelan	22.3 ± 0.8	21.8 ± 0.0

Thus, a predictive map is proposed to visualise areas where KF are susceptible to occur (Figure 5). Consequently, KF disappear from a high water column when the latter is not too turbid and not too cold. This is the case for the site Aber Wrac'h (black box, Figure 5). For this site, KF reach the green isoline corresponding to a height of 30 m. For a more turbid and colder site, such as Bréhat, KF do not reach this isoline but the blue one, corresponding to 20 m (red box, Figure 5).

Hydrodynamics are also responsible for the decrease in the KF depth limit. Indeed, for Glénan, a site less turbid than Aber Wrac'h, KF do not reach the green isoline of 30 m, or only very locally (blue box, Figure 5). This is explained

by the higher maximum velocity for Aber Wrac'h than for Glénan (Table 1). Thus, high hydrodynamics favour a going down of KF.

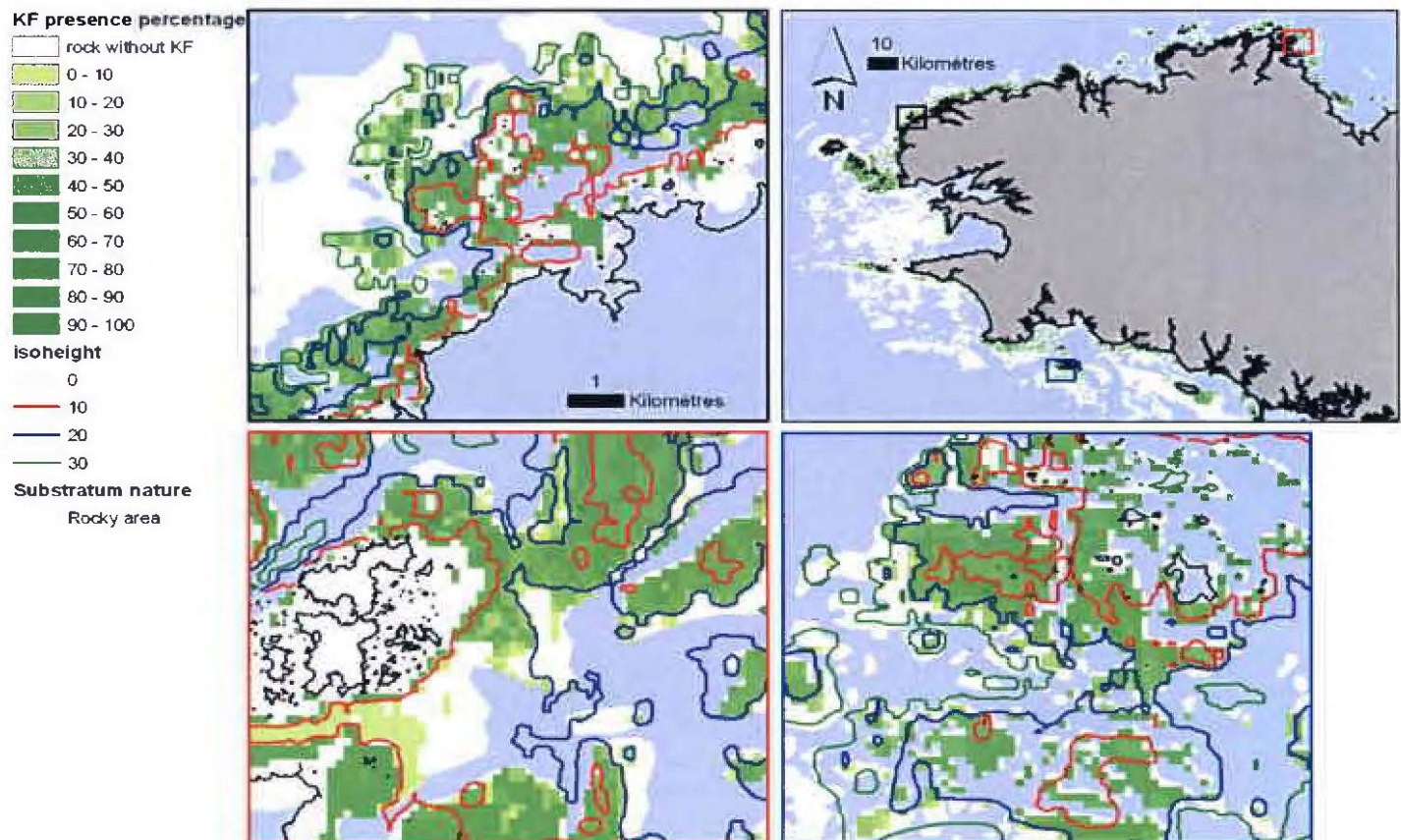


Figure 5. Predictive map of kelp forest presence percentage of the Brittany coast. Three boxes illustrate three zooms: Aber Wrac'h (black), Bréhat (red) and Glénan (blue). White indicates rock without KF.

Model validation

Five sites are used to validate the model: Audierne, Bréhat, Glénan, Heaux and Moelan (Figure 1). Overall, the model provides a good prediction of the limit of KF disappearance for these 5 sites (Table 2). Moreover, the residuals between the percentage of KF observed using echo-sounding and those predicted enable the predictive map to be validated (Figure 5).

Thus, the prediction of KF presence between H_1 and H_2 is satisfactory for sites Audierne and Glénan, not as satisfactory for Moelan, and unsatisfactory for Heaux and Bréhat (Figure 6).

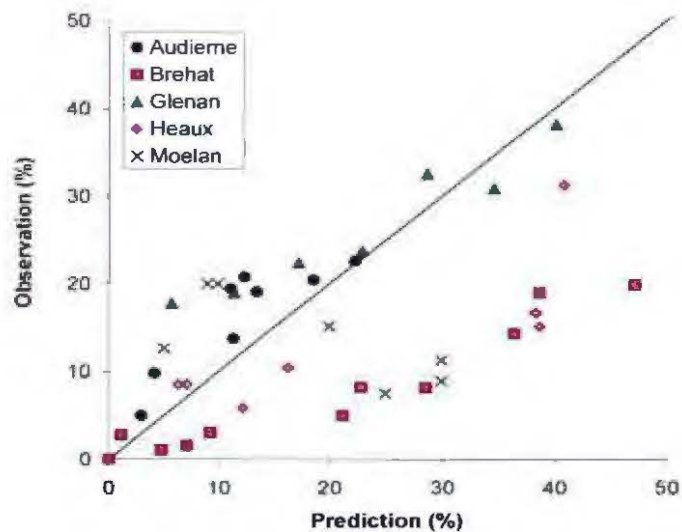


Figure 6. Model validation: KF presence percentage observed vs. predicted for heights varying from H_1 to H_2 .

For water column heights less than H_1 , the model is not too effective (Figure 7). Observed presence percentages vary from 10 to 60 % for all the sites, whereas predictions vary from 40 to 55 %. This indicates a limitation of the predictive model, which does not include environmental phenomena at the site scale to predict intra-site variability.

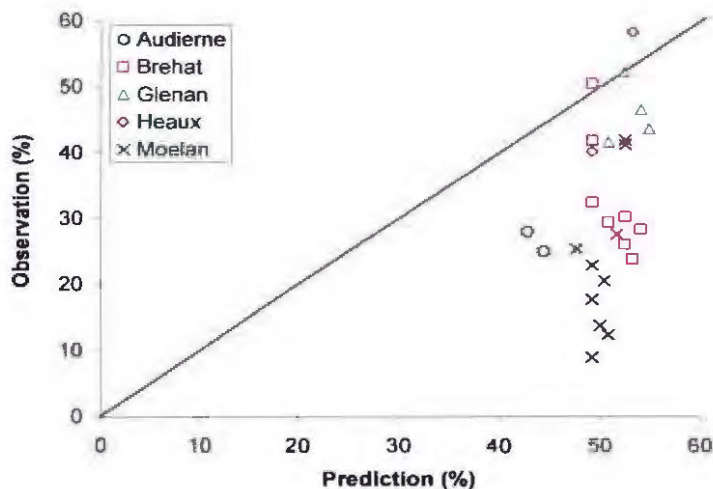


Figure 7. Model validation: KF presence percentage observed vs. predicted for heights less than H_1 .

CONCLUSIONS AND PERSPECTIVES

In spite of its inability to predict KF presence percentage for heights less than H_1 , the proposed model is a relevant tool for KF prediction, especially for the depth limit. This latter gives an effective indication of environmental modifications, such as those expected with global climate change. Indeed, in the case of water warming, even when associated with a turbidity increase, the limit of KF disappearance goes up and thus the area of KF presence decreases.

However, at this stage of progress, it is necessary to integrate environmental parameters into the model at a finer scale, especially the swell. Indeed, hydrodynamics seem to be a key parameter, but at a local scale, explaining the intra-site variability, whereas the proposed model only takes account of inter-site variability. Consequently, this local scale approach needs turbidity and temperature information that is also at a finer scale, which is not possible with SeaWiFS and AVHRR data. However, MERIS (Medium Resolution Imaging Spectrometer Instrument) data with a resolution of 300 m seems to be a good alternative.

REFERENCES

- Bajjouk T, Guillaumont B, Populus J (1996) Application of airborne imaging spectrometry system data to intertidal seaweed classification and mapping. *Hydrobiologia* 327
- Brinkman AG, Dankers N, van Stralen M (2002) An analysis of mussel bed habitats in the Dutch Wadden Sea. *Helgoland Marine Research* 56: 59-75
- Brown CJ, Cooper KM, Meadows WJ, Limpenny DS, Rees HL (2002) Small-scale mapping of sea-bed assemblages in the eastern English Channel using sidescan sonar and remote sampling techniques. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 54: 263-278
- Combe JP, Launeau P, Carrere V, Despan D, Meleder V, Barille L, Sotin C (2005) Mapping microphytobenthos biomass by non-linear inversion of visible-infrared hyperspectral images. *Remote Sensing of Environment* 98: 371-387
- De Oliveira E, Populus J, Guillaumont B (2006) Predictive modelling of coastal habitats using remote sensing data and fuzzy logic. *EARSeL eProceedings* 5: 208-223
- Denny M, Gaylord B (2002) The mechanics of wave-swept algae. *Journal of Experimental Biology* 205: 1355-1362
- Gohin F, Loyer S, Lunven M, Labry C, Froidefond JM, Delmas D, Huret M, Herbland A (2005) Satellite-derived parameters for biological modelling in coastal waters: Illustration over the eastern continental shelf of the Bay of Biscay. *Remote Sensing of Environment* 95: 29-46
- Greve TM, Krause-Jensen D (2005) Predictive modelling of eelgrass (*Zostera marina*) depth limits. *Marine Biology* 146: 849-858

- Guillaumont B, Bajjouk T, Talec P (1997) Seaweed and remote sensing: a critical review of sensors and data processing. In: Round FE, Chapman DJ (eds) *Progress in Phycological Research*. Biopress, pp 213-282
- Guillaumont B, Callens L, Dion P (1993) Spatial-Distribution and Quantification of *Fucus* Species and *Ascophyllum-Nodosum* Beds in Intertidal Zones Using Spot Imagery. *Hydrobiologia* 261
- IFREMER (2005) Bathymétrie des côtes françaises par interpolation géostatistique (krigeage). IFREMER
- Kelly NM, Fonseca M, Whitfield P (2001) Predictive mapping for management and conservation of seagrass beds in North Carolina. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 11: 437-451
- Lundblad ER, Wright DJ, Naar DF, Donahue BT, Miller J, Larkin EM, Rinehart R (2004) Classifying deep water benthic habitats around Tutulia, America Samoa 24th Annual ESRI Conference, San Diego, CA
- Méléder V, Launeau P, Barillé L, Rincé Y (2003) Microphytobenthos assemblage mapping by spatial visible-infrared remote sensing in a shellfish ecosystem. *Comptes Rendus Biologies* 11: 437-451
- Roff JC, Taylor ME (2000) National frameworks for marine conservation - A hierarchical geophysical approach. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 10: 209-223
- SHOM (1994-2005) Cartes sédimentologiques (G). SHOM
- Sivertsen K (1997) Geographic and environmental factors affecting the distribution of kelp beds and barren grounds and changes in biota associated with kelp reduction at sites along the Norwegian coast. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 2872-2887
- Stevens T, Connolly RM (2004) Testing the utility of abiotic surrogates for marine habitat mapping at scales relevant to management. *Biological Conservation* 119: 351-362
- Vaslet D, Larssonneur C, Auffret J-P (1979) Carte des sédiments superficiels de la Manche. BRGM/CNEXO
- Zacharias MA, Morris MC, Howes DE (1999) Large scale characterization of intertidal communities using a predictive model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 239
- Zacharias MA, Roff JC (2001) Explanations of patterns of intertidal diversity at regional scales. *Journal of Biogeography* 28: 471-483

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