

Département de géographie et télédétection
Faculté des lettres et sciences humaines
Université de Sherbrooke

Télédétection passive et processus décisionnel à référence spatiale :
application à l'aquaculture en milieu marin

Thèse présentée pour l'obtention du grade de
Philosophiae Doctor (Ph. D.) en télédétection

Mohamed Habbane
(M. Sc. Océanographie)

Mai 1997

Jury composé de :

Pr. Jean-Marie Dubois, directeur de la thèse, Université de Sherbrooke;

Pr. Mohammed I. El-Sabh, co-directeur de la thèse, Université du Québec à Rimouski;

Pr. Michel Rheault, lecteur interne, Université de Sherbrooke;

Pr. François Cavayas, lecteur externe, Université de Montréal;

Dr. John C. Bonardelli, lecteur externe, Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec.

Résumé

Habbane, M. (1997) Télédétection passive et processus décisionnel à référence spatiale : application à l'aquaculture en milieu marin. Thèse de Ph. D., Université de Sherbrooke, 203 p.

Les études antérieures reliées au choix de sites aquicoles véhiculent deux approches différentes. Par la première approche, on présente une vision locale, puisqu'elle est inféodée au site d'échantillonnage *in situ*. Par la deuxième, utilisant la télédétection, on prône le modèle monocritère des systèmes d'information à référence spatiale. Ce modèle n'est pas justifié dans le cadre des problèmes à référence spatiale, où la nature incommensurable des paramètres leur confère un caractère multicritère. L'objectif de cette étude est d'élaborer un processus décisionnel à référence spatiale (PDRS) pour la mariculture. Ce PDRS est conçu en deux phases. Dans la première phase, le processus est structuré en quatre étapes: 1) l'élaboration, 2) la structure, 3) le choix et 4) la réalisation. L'étape d'élaboration permet de définir le problème à résoudre, les différentes zones aquicoles marines et les paramètres environnementaux reliés à l'environnement marin en général et à l'aquaculture en particulier. Dans cette étape nous avons également pu évaluer les paramètres et les capteurs de télédétection passive pouvant être utilisés pour un zonage maricole. Les paramètres sont regroupés en cinq thèmes, puis ils sont évalués selon leur importance relative face à trois zones aquicoles principales. Les capteurs passifs, actuels et futurs sont identifiés et l'ensemble paramètre-capteur est évalué selon plusieurs critères. Il apparaît à travers cette évaluation, qu'on ne puisse utiliser qu'un ou deux capteurs. Grâce à son pouvoir spatio-temporel, le capteur AVHRR permet une meilleure possibilité pour effectuer un zonage maricole régional. L'étape de structure permet de hiérarchiser le processus en trois niveaux, puis d'analyser les paramètres selon une dimension à la fois spatiale et temporelle. L'étape de choix est consacrée à l'élaboration d'une méthode multicritère de décision. Des fonctions d'indices du potentiel aquicole sont développées pour chaque paramètre et un module intégré au logiciel *Idrisi (grid-based geographic information system, version 4.1)* est conçu. Enfin, l'étape de réalisation permet d'utiliser le module d'indices du potentiel aquicole avec les

modules *weight* et *MCE* d'*Idrisi*, selon une combinaison linéaire des poids et des images d'indices du potentiel aquicole de chaque paramètre.

Dans la deuxième phase, le PDRS est appliqué aux eaux côtières de la baie des Chaleurs, dans le golfe du Saint-Laurent (Canada). Une carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole, d'une limite de résolution spatiale de 1 km², est produite avec des paramètres du niveau 1. Ces paramètres englobent la température de l'eau de surface, extraite des images AVHRR, la salinité, les courants ainsi que les pigments chlorophylliens, quantifiés à l'aide de mesures *in situ*. Les images AVHRR, prises en 1994, ont été utilisées comme référence primaire pour sélectionner des aires pouvant supporter une activité maricole sur la côte nord de la baie des Chaleurs. La température de surface extraite de ces images permet une analyse mésoéchelle à la fois qualitative et quantitative des processus côtiers observés pendant la période d'acquisition des données. Les autres données, soit la salinité, les courants et les concentrations en pigments chlorophylliens, sont analysées de façon à identifier la variabilité spatio-temporelle des caractéristiques des eaux de surface. L'ensemble des informations permet de produire une carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole de la partie centrale de la baie des Chaleurs. Selon cet indice (défini entre 0 et 1), le secteur de potentiel aquicole de 0,5 à 0,75 s'étend sur une superficie d'environ 300 km². La localisation de cette aire potentielle est en accord avec les fortes concentrations en pigments chlorophylliens, présentant des conditions environnementales idéales à une haute productivité biologique. Par la suite la carte préliminaire est modifiée en tenant compte des paramètres du niveau 2. Ces paramètres sont la géomorphologie littorale, la bathymétrie, les sédiments en suspension, les vents, les vagues, le débit d'eau douce, la glace marine, le carbone organique dissous, les aires de pêche et les sources de pollution. Ces paramètres sont comparés deux à deux par rapport à la carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole pour déterminer leur poids relatif. La carte finale produite avec ces paramètres du niveau 2 présente un secteur où les indices du potentiel maricole sont de 0,5 à 0,75. Ce secteur longe la côte et épouse les isobathes de 10 à 30 m de profondeur. L'effet de la profondeur d'eau semble avoir joué un rôle important. Le secteur de potentiel maricole de 0,25 à 0,5 est toujours présent et couvre une superficie

d'environ 426 km². L'étude nécessitera toujours un suivi des conditions environnementales prévalant dans la région. Ce suivi peut être effectué à l'aide d'un outil de vision aérospatiale (capteurs de télédétection) et d'analyse spatio-temporelle (SIG-PDRS).

Table des matières

Table des matières	i
Liste des figures	iv
Liste des tableaux	vii
Remerciements	ix
1. Introduction	1
1.1. Aquiculture et paramètres environnementaux	1
1.2. Aquiculture : état actuel et problèmes	3
1.3. Télédétection passive et systèmes d'information géographique au profit de l'aquiculture	5
1.4. Problématique	7
1.5. Objectifs	10
1.6. Hypothèses de travail	11
1.7. Apports scientifiques et pratiques	11
1.8. Structure de la thèse	12
2. Du système d'information à référence spatiale au processus décisionnel à référence spatiale	14
2.1. Concepts généraux	14
2.2. SIG et analyse spatiale	15
2.3. Historique des SIG appliqués à l'environnement marin	18
2.4. Processus décisionnel à référence spatiale	20
2.4.1. Concepts généraux d'aide à la décision	20

2.4.2. Processus décisionnel	22
2.4.3. Processus décisionnel à référence spatiale	23
2.4.4. Méthodes multicritères d'aide à la décision	25
3. PDRS pour la mariculture : cadre conceptuel	29
3.1. PDRS pour la mariculture	29
3.1.1. Cadre conceptuel	20
3.1.2. Description générale et implantation de la méthodologie	30
3.2. Étape d'élaboration	33
3.2.1. Identification des paramètres environnementaux sur la mariculture	34
3.2.2. Identification des capteurs passifs pour un zonage maricole	40
3.2.3. Évaluation paramètre-capteur pour un zonage maricole	45
3.3. Étape de structure	59
3.3.1. Adoption d'un scénario d'analyse	59
3.3.2. Estimation et analyse spatio-temporelle des paramètres	62
3.4. Étape de choix	73
3.4.1. Définitions de la fonction «potentiel aquicole-paramètre»	74
3.4.2. Discussion de la méthode de production des fonctions du potentiel aquicole	91
3.4.3. Estimation des préférences ou poids des paramètres	92
3.4.4. Mise au point	97
3.5. Étape de réalisation	98
4. PDRS pour la mariculture : application à la baie des Chaleurs	100
4.1. Choix de la région d'étude et de la zone maricole	100
4.2. PDRS pour la mariculture	102
4.2.1. Acquisition des paramètres du niveau 1	103
4.2.2. Interprétation des paramètres du niveau 1	109

4.2.3. Module d'indices du potentiel aquicole	118
4.2.4. Acquisition et analyse des paramètres du niveau 2	125
4.2.5. Influence des paramètres du niveau 2 sur la carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole	143
4.2.6. Validité de la carte régionale d'indices du potentiel maricole . .	149
4.3. Discussion	151
5. Conclusions	158
5.1. Apport de la télédétection	158
5.2. Approche par les décisions et approche par les données	159
5.3. Méthode multicritère : fonction «potentiel aquicole-paramètre»	161
5.4. Perspectives	162
5.4.1. Algorithmes empiriques avec les capteurs hyperspectraux	162
5.4.2. Niveau 3 du PDRS	165
6. Références	167
7. Annexe : méthode de correction atmosphérique (<i>Split Window</i>)	196

Liste des figures

1. Approche actuelle et approche proposée du processus décisionnel à référence spatiale appliquées à l'aquiculture	31
2. Organigramme général de la méthodologie	32
3. Organigramme de traitement spatio-temporel des images AVHRR	64
4. Organigramme de traitement des données de courantométrie : exemple Aanderaa <i>RCM 4 et 7</i>	67
5. Courbes d'indices du potentiel aquicole de la température (A), de la salinité (B), de la vitesse du courant (C) et des concentrations en pigments chlorophylliens (D)	78
6. Courbes d'indices du potentiel aquicole de la géomorphologie littorale (A), de la bathymétrie (B), des sédiments du fond (C) et des sédiments en suspension (D)	80
7. Courbes d'indices du potentiel aquicole du marnage (A), des vents (B), des vagues (C) et du débit d'eau douce (D)	83
8. Courbes d'indices du potentiel aquicole de l'épaisseur de glace (A), du carbone organique dissous (B), du couvert algal (C) et de l'aire de pêche (D)	86
9. Courbes d'indices du potentiel aquicole de l'oxygène dissous (A), du pH (B) et des polluants et substances toxiques (C)	90

10. Région d'étude et endroits cités dans le texte	101
11. Positionnement des courantomètres <i>Aanderaa</i> (A) et positionnement des prélèvements pour la mesure des concentrations en pigments chlorophylliens, en carbone organique dissous et en sédiments en suspension (B)	106
12. Variation temporelle (A) et spatiale (B) de la température de l'eau de surface extraite des images AVHRR de 1994	110
13. Images types des états homogène (A) (printemps-automne) et hétérogène (B, C) (été) dans la baie des Chaleurs en 1994	111
14. Profils <i>STD</i> types à la baie des Chaleurs (A, B) et section transversale montrant les trois masses d'eau (C)	113
15. Salinité (A) et vitesses du courant (B) pour une période de basse fréquence de cinq jours et répartition des concentrations en pigments chlorophylliens pour la même période d'environ cinq jours (C)	115
16. Carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole de la baie des Chaleurs (A); même carte avec une erreur de 50 % sur les paramètres (B) et écart-type de fluctuation de la couche de surface (C)	122
17. Géomorphologie littorale (A) et bathymétrie (B) de la baie des Chaleurs	127
18. Vitesse maximale et composantes du vent à Charlo en 1994 (A) et images de la vitesse maximale du vent (B) ainsi que de la hauteur significative des vagues (C)	130

19. Débit moyen d'eau douce en 1988 dans la baie des Chaleurs (A) et image d'un débit moyen multiplié par 2 (B) 133
20. Couverture de la glace marine en 1994 dans la baie des Chaleurs (A) et image de l'épaisseur maximale de glace (B) 136
21. Images de la répartition des concentrations en carbone organique dissous (A) et en sédiments en suspension (B), du 20 au 23 août 1994 138
22. Aire de répartition (50 %) de la ressource halieutique (A) et sites de dragage et d'immersion (B) dans la baie des Chaleurs 141
23. Cartes régionales d'indices du potentiel maricole avec les paramètres du niveau 2, non-pondérés (A) et pondérés (B), de la baie des Chaleurs en 1994 148

Liste des tableaux

Tableau 1. Importance relative de chaque paramètre pour les différentes zones aquicoles intertidale, sublittorale et infralittorale (eaux de surface, intermédiaire et profonde)	35
Tableau 2. Caractéristiques spectrale, spatiale, radiométrique et temporelle des capteurs passifs	41
Tableau 3. Possibilité de détection de paramètres environnementaux par les capteurs passifs pour un zonage maricole	46
Tableau 4. Descripteurs utilisés par le Service des glaces du Ministère de l'environnement du Canada	72
Tableau 5. Températures et salinités de survie et de croissance optimale de certaines espèces représentant un potentiel maricole dans les eaux du Québec	76
Tableau 6. Échelle de comparaisons binaires de neuf points	95
Tableau 7. Caractéristiques des données océanographiques du niveau 1, prélevées en 1990 et 1994	104
Tableau 8. Variabilité annuelle et saisonnière des composantes du courant et de la salinité dans une couche de surface d'environ 20 m d'épaisseur (entre parenthèses est indiqué l'écart-type)	104
Tableau 9. Images AVHRR de 1994 sans couverture nuageuse utilisées dans cette étude	107

Tableau 10. Hauteur significative des vagues (H) et sa période (T) pour les mois de mai à novembre 1994, calculées à partir des données du vent mesurées à Charlo	132
Tableau 11. Informations sur les aires de pêche des ressources halieutiques dans la baie des Chaleurs	139
Tableau 12. Traitements et évacuation des eaux usées dans la baie des Chaleurs . . .	142
Tableau 13. Matrice de comparaison binaire deux à la fois des paramètres du niveau 2 par rapport à la carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole (S)	146
Tableau 14. Conditions environnementales moyennes et indices du potentiel aquicole (IPA) pour le Pétoncle géant (entre parenthèses est indiqué l'écart-type) . . .	150

Remerciements

Je tiens à remercier chaleureusement mon directeur de thèse, le Pr. Jean-Marie Dubois et mon co-directeur, le Pr. Mohammed El-Sabh, pour leurs conseils et leurs encouragements.

Je remercie de façon particulière les Pr. Norm O'Neill, Goze Bénéié, Michel Rheault et François Cavayas ainsi que le Dr. John Bonardelli, pour leurs commentaires judicieux.

Je tiens à exprimer ma gratitude au support technique fourni par Mariette Lambert et Patrick Cliche, de l'Université de Sherbrooke, par le Dr. Martin Castonguay, Pierre Larouche, Benoît Thibault et l'équipage du Creed et du Calanus II, de Pêches et Océans Canada, ainsi que par Jennifer Milton, du Service climatologique d'Environnement Canada.

L'accomplissement de cette étude a été possible grâce à l'aide financière du Ministère de l'Éducation Nationale du Maroc, du Ministère de l'éducation du Québec, du Centre d'applications et de recherches en télédétection de l'Université de Sherbrooke, du Département de géographie et télédétection de l'Université de Sherbrooke et de l'Université du Québec à Rimouski (projet *OPEN* à Mohammed I. El-Sabh).

Enfin, je remercie mon épouse, mes parents, mes frères et sœurs ainsi que tous ceux et celles qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de cette étude.

1. Introduction

Cette section renferme une description du contexte général de notre étude, de l'état actuel de l'aquiculture, de la problématique, des objectifs ainsi que des apports scientifiques et pratiques.

1.1. Aquiculture et paramètres environnementaux

Depuis quelques années, les ressources marines (poissons, crustacés, etc.) de certains pays, tel le Canada ont subi une diminution marquée. Cette situation est due à divers facteurs, notamment les variations des caractéristiques environnementales, la prédation et les pressions exercées par la pêche intensive. Dans certains pays, comme la Norvège, les pêcheurs ont pris la direction de l'aquiculture comme une alternative, en attendant que les stocks se reconstituent de façon naturelle (Kôgeler and Dahle, 1991). En revanche, les autres pêcheurs des côtes atlantiques cherchent toujours à résoudre leur litige, par une imposition de quotas de pêche (Fortier, 1995). L'industrie aquicole, si elle est bien structurée (analyse des paramètres, financement et main d'œuvre adéquats, etc.) permet de créer des emplois dans des régions périphériques, où le taux de chômage est généralement élevé. Ces emplois peuvent avoir, localement, un impact significatif sur l'économie (Ministère des pêches et des océans du Canada, 1994). En 1992, l'aquiculture commerciale au Canada a fourni plus de 5 200 emplois : 2 800 dans le secteur de la production et 2 400 dans le secteur de l'approvisionnement et des services. Ce chiffre pourrait facilement atteindre 10 000 avant le tournant du siècle (Ministère des pêches et des océans du Canada, 1993).

Le terme aquiculture réfère à toute activité permettant de produire des organismes aquatiques (mollusques, crustacés, poissons et algues), incluant les élevages intensif, semi-intensif et extensif, en eau douce et salée (Carter et Béland, 1984). Quant au terme

mariculture, il désigne une production en eau salée. Selon la géomorphologie de la côte, le climat, les sources de nourriture, la dynamique côtière, les structures aquicoles et les espèces à élever, les fermes aquicoles peuvent être opérées dans différentes zones. En milieu marin côtier, trois zones principales peuvent être considérées (Milne, 1979) : 1) la zone aquicole intertidale, entre la marée haute de vive-eau et la marée basse de morte-eau; 2) la zone aquicole sublittorale, entre la marée basse de morte-eau et une profondeur moyenne de 8 m et 3) la zone aquicole infralittorale, qui peut s'étendre jusqu'à la fin du plateau continental. Malgré son importance en aquiculture, la zone aquicole supralittorale (au-delà des marées de vive-eau) est présentement surexploitée et artificialisée (Barnabé, 1986).

Cette subdivision du milieu marin, en zones aquicoles, peut être justifiée et expliquée par l'existence de deux grands types de mariculture (Anonymes, 1997), soit ceux qui nécessitent des structures d'élevage ou non. Celui qui nécessite des structures d'élevage présente 1) des cages qui flottent en surface pour élever les poissons, 2) des filières flottantes pour les mollusques (moules, pétoncles, huîtres) en eaux intermédiaires (10-40 m) pour éviter les glaces et les tempêtes, ou 3) des casiers installés sur le fond pour stabuler le crabe (eau profonde), les oursins en conditionnement dans le milieu naturel (profondeurs intermédiaires) et le parage des huîtres en paniers dans les zones intertidale et sublittorale. Celui qui ne nécessite pas de structures d'élevage permet 1) l'ensemencement des naissains de pétoncles, des huîtres, de coques, de homard ou même de poissons plats (plie), dans les milieux allant de 0 à 40 m et selon le type de substrat, et 2) l'engraissement des oursins dans un parage naturel (zone de couvert de laminaires).

L'implantation d'une industrie maricole rentable nécessite au préalable l'identification et l'évaluation d'un certain nombre de paramètres environnementaux. Ces paramètres environnementaux peuvent être regroupés en cinq thèmes : la géomorphologie et la sédimentologie, la physique, la biologie, la chimie et les activités anthropiques. La «géomorphologie et sédimentologie» est composée des paramètres suivants : 1) la géomorphologie émergée, 2) l'évolution littorale, 3) la géomorphologie immergée et 4) les

sédiments en suspension. La «physique» comprend sept paramètres : 1) la température de l'eau, 2) les marées, 3) les courants, 4) les vents, 5) les vagues de surface, 6) le panache d'eau douce ainsi que 7) les glaces. La «biologie» englobe : 1) les pigments chlorophylliens, 2) les algues toxiques, 3) la matière organique dissoute, 4) les algues (intertidales et infralittorales), 5) la contamination bactériologique, 6) l'encrassement de salissures (*fouling*) et 7) les zones de pêche. La «chimie» renferme : 1) la salinité, 2) l'oxygène dissous, 3) le pH et 4) les sources de pollution (hydrocarbures, contamination par les égouts, métaux lourds, sédiments de dragage, etc.). Les «activités anthropiques» mettent l'accent sur les structures anthropiques et les aménagements existants. Ces derniers comprennent les centres de villégiature et de récréation, les quais et les rampes d'accès ainsi que les systèmes de transport terrestre et maritime. Ces informations sont en partie d'ordre socio-économique et leur analyse permet l'évaluation complète des secteurs potentiels à un développement aquicole. La description et l'analyse de l'ensemble de ces paramètres ainsi que leurs importances relatives seront revues en détails dans la section 3.

1.2. Aquiculture : état actuel et problèmes

L'aquiculture, dite «révolution bleue», est une industrie en plein essor, exploitant des écosystèmes aquatiques. La production aquicole mondiale a augmenté de 14 % en 1992 et 1993, poursuivant cette tendance à la hausse (8,5 % par an) depuis 1984. Au contraire, la production de l'industrie des pêcheries a connu un déclin catastrophique depuis 1989 (FAO, 1995). La mariculture compte actuellement pour 22 % de l'ensemble de la production mondiale des produits halieutiques destinés à l'alimentation humaine (Mathias, 1995).

La part de la mariculture reste faible puisque d'ici 2010, la production aquicole mondiale doit être doublée, de 15,8 millions de tonnes, en 1993, à 31 millions de tonnes si on veut maintenir la consommation moyenne annuelle de 13 kg de poissons par habitant (Mathias, 1995). Cela, ne doit pas se faire de façon anarchique, aux dépens des habitats et de

l'écosystème aquatique.

La plus grande partie de la production aquicole provient des pays en développement. Le continent asiatique, avec 84 % de la production totale, en 1992, tient la première place. La République populaire de Chine vient en tête, avec 60 % de la production asiatique et presque la moitié de la production mondiale. L'Inde vient en deuxième place, avec 17,4 %, alors que le Japon prend la troisième place, avec 6 %. Les poissons, les mollusques et les crustacés sont les trois principaux groupes aquatiques en élevage. Les poissons d'eau douce et salée représentent 70 % de toute la production mondiale, alors que les mollusques et les crustacés tiennent une place respective de 23 et 7 %. Les poissons non-carnivores, telles les carpes dominant l'activité aquicole dans les eaux intérieures. La production de ce secteur a doublé entre 1992 et 1994. Cependant, cette tendance d'élevage en eau douce ne peut être maintenue puisque ces zones deviennent de plus en plus surexploitées.

Le Canada en général et le Québec en particulier semblent faire exception dans ce mouvement de croissance de l'aquiculture, alors que de nombreux pays nordiques (Norvège) ont montré une progression significative (Lafleur *et al.*, 1986). Cette stagnation par rapport aux autres pays est due à plusieurs facteurs. L'omniprésence des pêches et le manque d'information sur la rentabilité économique de l'aquiculture sont parmi les facteurs identifiés par Lafleur *et al.* (1986). Jusqu'à présent, la pêche s'est accaparée presque toute l'énergie et l'attention, même si cette industrie connaît des problèmes majeurs (de la diminution des stocks jusqu'à la disparition de certaines espèces). D'un autre côté, le manque d'information sur les marchés et sur les possibilités de commercialisation nuit considérablement au développement aquicole. Outre ces problèmes, les contraintes légales et réglementaires exigent l'intervention de plusieurs ministères. Au Canada, la Garde côtière canadienne doit appliquer la loi de la protection des eaux navigables, qui prime sur tout. Ensuite vient le Ministère des pêches et des océans, puis le Ministère de l'environnement et de la faune. Finalement, on note le manque d'information sur les aspects techniques et biologiques, le manque d'organisation et de coordination du secteur aquicole et surtout le manque d'études

sur les facteurs critiques pour évaluer le risque en mariculture (Anonymes, 1996). C'est à ce dernier problème qu'on propose des solutions à la fois conceptuelles (section 3) et pratiques, par l'étude du cas de la baie des Chaleurs, dans le golfe du Saint-Laurent (section 4).

1.3. Télédétection passive et systèmes d'information géographique au profit de l'aquiculture

Un projet relié au choix de sites aquicoles peut être mis en place selon deux approches totalement différentes, mais qui peuvent se rejoindre à certains niveaux. La première approche, que l'on peut appeler «aquiculture-mesures *in situ*», consiste à : 1) déterminer les caractéristiques de certains paramètres environnementaux d'un site existant ou à l'étude pour une espèce ou plusieurs espèces données, 2) définir le potentiel aquicole du site en fonction de ces paramètres et 3) extrapoler l'information à d'autres sites si les conditions sont identiques (ou presque). Cette approche a donné naissance à plusieurs expériences, notamment celles de Côté *et al.* (1993, 1994) et de Claereboudt *et al.* (1994), pour le Pétoncle géant sur la côte nord de la baie des Chaleurs. L'approche est courante et semble être intéressante, mais présente toutefois quelques limitations : sur quelle base le décideur choisit le site, peut-on extrapoler, faut-il encore refaire les étapes 1 et 2 ? De plus, cette approche présente une vision locale puisqu'elle est inféodée à un seul site. La dimension spatiale du site est celle de la structure maricole, qui peut avoir une taille de 50-75 m de long dans le cas des filières ou de 9 à 330 m² dans le cas des cages flottantes (Carter et Béland, 1984). La deuxième approche, que l'on peut appeler «aquiculture-télédétection», consiste à : 1) utiliser un capteur optique, soit *Landsat Thematic Mapper* (St. Martin, 1993) ou *Indian Remote Satellite* (Sudarshana *et al.*, 1993), pour estimer certains paramètres, tels le trait de côte et les concentrations en pigments chlorophylliens et 2) analyser chaque paramètre à la fois, selon un modèle monocritère. Cette approche permet de couvrir une superficie substantielle et offre ainsi une vision spatiale significative par rapport à l'approche «aquiculture-mesures *in situ*». Toutefois, cette approche présente quelques limitations

majeures : le décideur n'effectue pas une analyse des capteurs possibles pour en déterminer le plus efficace pour tenir compte de l'évolution rapide des processus côtiers, les paramètres n'ont pas été étudiés pour en dégager les plus critiques et le modèle monocritère ne semble pas être réaliste puisque les paramètres sont incommensurables. Dans cette étude, nous proposons une nouvelle approche, en utilisant la télédétection passive et le SIG. Elle consiste à : 1) évaluer les paramètres les plus significatifs (les plus critiques) et les capteurs, 2) définir un potentiel aquicole en analysant les paramètres critiques, 3) produire une carte préliminaire régionale et 4) étudier l'influence des autres paramètres sur cette carte préliminaire régionale. L'approche proposée est sous forme d'un processus décisionnel à référence spatiale ou d'un système d'aide à la décision à référence spatiale, puisque le décideur intègre une méthode multicritère particulière dans le système d'information géographique *Idrisi*. La comparaison entre l'approche traditionnelle et l'approche proposée est revue en détails dans la section 3.

De plus, le développement de la mariculture s'est fait de façon anarchique et non-structuré. Le développement de plusieurs projets d'élevage a davantage reposé sur une approche expérimentale essai-erreur lors de la phase d'implantation que sur un véritable transfert de connaissances, puisque les contraintes du milieu n'ont pas été priorisées. Un site que l'utilisateur peut qualifier de «site potentiel aquicole» est défini comme un site présentant des conditions environnementales optimales pour élever (mollusques, crustacés et poissons) ou cultiver (algues et plantes aquatiques) une espèce donnée.

Les paramètres environnementaux sur le milieu marin peuvent être obtenus à partir de données de télédétection, à différentes échelles d'espace et de temps. Quelques études se sont intéressées à l'approche «télédétection-aquiculture», notamment celles de Grenier *et al.* (1989) et Sudarshana *et al.* (1993). L'approche consiste à évaluer la possibilité des capteurs à déterminer certains paramètres. Il s'agit de coupler chaque paramètre à un ou plusieurs capteurs satellitaires ou aéroportés. Nous avons réévalué la méthode de Grenier *et al.* (1989) et en avons fait une adaptation pour un zonage maricole régional (section 3). La réévaluation

tient compte des résolutions spatiale, spectrale et temporelle des capteurs, mais également des critères de disponibilité des images et des algorithmes d'estimation des paramètres. Bien entendu, seulement certains paramètres sont estimés de façon qualitative ou quantitative par télédétection. Les autres paramètres, tels la salinité et les courants, nécessitent des mesures *in situ*.

La structure et la coordination d'un projet maricole supposent l'utilisation de données multisources et multi-échelles. Un système d'information géographique (SIG) permet d'offrir des possibilités de traitement de ces données, et présente un véritable outil d'aide à la description et à l'analyse d'informations. Suivant la nature des données emmagasinées, deux types de systèmes peuvent être distingués : 1) le système d'information général, réunissant des données sur l'environnement, l'équipement et les informations bibliographiques et 2) le système plus limité à une région particulière et caractérisant des unités spatialement définies. L'avantage de tels systèmes réside tout particulièrement dans leur souplesse d'adaptation face aux diverses demandes. Jankowski (1995) a noté deux perspectives permettant de développer les capacités d'aide à la décision des SIG. Dans la première perspective, l'utilisateur envisage le développement d'un système d'aide à la décision à référence spatiale, lequel est une extension des modules du SIG. *Idrisi* inclut un ensemble de modules sous forme d'un «*Spatial Decision Support System*». Ce système offre le potentiel de pouvoir modéliser et simuler les fonctions nécessaires à évaluer et à tester les différentes stratégies et scénarios (Eastman *et al.*, 1993). La deuxième perspective est une intégration du SIG avec d'autres modèles connexes, soit statistiques, socio-économiques ou environnementaux (Carver, 1991). Toutefois, actuellement, il n'existe pas une problématique précise décrivant les étapes du développement ou du moins de l'établissement de ce genre de processus.

1.4. Problématique

Les techniques de SIG sont généralement appliquées à la gestion des ressources terrestres

et leurs applications pour le milieu marin sont encore aux stades initiaux. D'après Li et Blais (1994), la difficulté d'application de SIG au milieu maritime réside dans l'intégration des données de profondeur et de surface, dans les besoins de leur visualisation spatiale ainsi que dans la dynamique du milieu marin. Seulement quelques études ont utilisé les SIG pour l'environnement marin en général. St. Martin (1993) en fait une synthèse pour des cas d'études sur la modélisation bathymétrique, les fluctuations du niveau marin ou l'aménagement des pêches. Les applications à l'aquaculture sont peu nombreuses et n'ont pas été effectuées dans des zones marines, mais elles ont été appliquées à des marais salés ou à des écosystèmes de mangrove (Krieger and Mulsow, 1990; Sudarshana *et al.*, 1993; Gupta and Sahai, 1993; St. Martin, 1993).

À la lumière de ces études, il n'y a pas de véritable tentative d'implantation d'un processus de décision à référence spatiale (PDRS) pour la sélection et la gestion de sites maricoles. Cependant, il existe des informations sur le milieu marin, soit cartographiques ou dans les banques de données traitant de la bathymétrie, de la température de l'eau de surface ou des infrastructures.

L'analyse spatiale des données dans les SIG comporte des superpositions de couches d'information (*overlay*) et l'utilisation de plusieurs critères. Ces analyses sont limitées lorsque les critères (paramètres) varient de façon spatio-temporelle. Carver (1991) souligne que ces procédures d'analyse (*overlay*) ne sont pas de type multicritère même si plusieurs critères y sont inclus. En effet, les modèles sur lesquels sont basés les SIG sont de type monocritère. Avec la procédure de superposition de couches d'informations, le décideur effectue l'analyse paramètre par paramètre. Un exemple du modèle monocritère est réalisé par St. Martin (1993) dans le golfe de Nicoya, au Costa Rica, pour étudier le potentiel aquicole de la région. Dans cet exemple, l'auteur produit des images classifiées avec des paramètres comme la salinité, la bathymétrie ou le trait de côte, puis les combine ensemble une à la fois. Le résultat n'a pas de signification réelle puisque les unités de mesures sont différentes.

De plus, les critères sont généralement considérés d'égale importance sans recours à leur pondération. Même si les différentes couches sont pondérées, Eastman *et al.* (1993) assument que certains critères peuvent être des images de type booléen où l'information est emmagasinée en deux valeurs, soit 0 et 1. Cette limite franche ne peut être appliquée au milieu marin. La dynamique de ce milieu varie de façon continue et impose une quantification des changements dans le temps. Ces changements devront être emmagasinés sous forme d'images où l'information n'est pas binaire.

Les interactions du décideur avec le PDRS peuvent être effectuées en plusieurs étapes. Parmi ces étapes, Chevallier (1993) a noté que le PDRS doit aider le décideur à solutionner le «quoi si» (*what if*) en élaborant des scénarios et des simulations, basés sur des modèles mathématiques ou autres. Le décideur doit considérer les différentes sources d'informations pour évaluer l'influence de chaque paramètre sur le résultat final.

Les données des capteurs satellitaires, tels AVHRR, TM ou HRV, représentent une source d'information intéressante pour extraire certains paramètres environnementaux, particulièrement la température de l'eau de surface. Ce paramètre peut être quantifié avec les techniques actuelles (McClain *et al.*, 1985; Pichel *et al.*, 1995). Les utilisateurs de ce genre de données mettent un effort considérable pour corriger les images d'entrée et fournir une meilleure qualité des images de sortie (Njoku *et al.*, 1985). Une évaluation des paramètres et des capteurs n'est pas réalisée pour cibler les besoins de l'étude et ainsi tenir compte de la variabilité spatio-temporelle des processus marins, particulièrement de basses fréquences (résurgences d'eau froide, passage de tempêtes, etc.).

Par ailleurs, l'analyse et l'évaluation de chaque paramètre en rapport avec son impact sur le potentiel aquicole n'ont été effectuées que pour certains paramètres, essentiellement biologiques (Sudarshana *et al.*, 1993). Même avec ces paramètres, le potentiel aquicole pour

chaque paramètre considéré a une valeur de 0 (sans potentiel aquicole) ou 1 (potentiel aquicole optimal) et non pas de valeurs continues entre ces deux extrêmes. Il serait intéressant de produire une fonction continue puisque les espèces se prêtant potentiellement à l'aquiculture réagissent au milieu naturel et aux paramètres environnementaux de façon différente et continue dans l'espace et le temps.

1.5. Objectifs

L'objectif principal de cette étude est d'élaborer un processus décisionnel à référence spatiale (PDRS) pour produire une carte d'indices du potentiel maricole.

Puisque l'étude est échelonnée sur deux phases, le résultat de chacune d'elles est un objectif secondaire. Il faut noter que la phase 1 est reliée à l'étude empirique des paramètres selon un processus de décision hiérarchique, alors que la phase 2 consiste à tester et à modifier au besoin le processus, en utilisant le cas de la baie des Chaleurs.

Les objectifs spécifiques des deux phases sont :

- d'identifier les paramètres environnementaux reliés aux différentes zones aquicoles marines en général et à la zone maricole test dans la baie des Chaleurs;
- d'évaluer l'apport de la télédétection passive pour estimer l'ensemble des paramètres;
- de définir puis produire la fonction «potentiel aquicole» pour chaque paramètre (section 3);

- de calculer le poids de chaque paramètre (sections 3 et 4);
- de combiner les différents paramètres pour produire une carte d'indices du potentiel maricole.

1.6. Hypothèses de travail

L'hypothèse principale de cette recherche peut être définie de la façon suivante : une sélection de secteurs potentiels maricoles peut être effectuée en utilisant des données de télédétection passive et *in situ*, selon les contraintes imposées par le milieu et par le décideur.

Les hypothèses connexes sont reliées : 1) à la description et à l'analyse des paramètres dans le processus et 2) à produire des fonctions réelles d'indices du potentiel maricole pour chacun des paramètres.

1.7. Apports scientifiques et pratiques

Nous avons mentionné dans les sections précédentes que les applications des SIG à l'environnement marin sont peu nombreuses et notre étude permettra d'avancer dans ce champ d'application. Du point de vue spécifique, nous voulons établir un PDRS pour la mariculture. À l'état actuel, il n'existe pas une problématique précise permettant de structurer et d'analyser les paramètres environnementaux selon un tel processus et notre étude vise à combler cette lacune. Par ailleurs, une méthodologie relative à un zonage maricole par télédétection sera développée. La méthode et le processus qui en découlent

pourront être utilisés par les différents intervenants et utilisateurs du milieu marin côtier. La méthodologie aura un impact significatif sur le développement d'une activité maricole. Si cette activité maricole est bien structurée (étude de faisabilité, financement adéquat, etc.), elle permettra de créer des entreprises rentables qui vont permettre à leur tour de maintenir des emplois et d'avoir un impact sur l'économie à long terme.

De façon spécifique, le PDRS pourrait être modifié pour d'autres objectifs, par exemple pour la gestion de l'environnement marin et pour le suivi de la qualité de l'eau dans la baie des Chaleurs avec les capteurs hyperspectraux, tels OCTS (*Ocean Color and Thermal Scanner*) et SeaWiFS (*Sea-Wide-Field of View Sensor*). Enfin, une expertise générale dans le domaine de la télédétection appliquée à l'océanographie sera développée. Certains pays pourront en bénéficier, particulièrement les pays en voie de développement.

1.8. Structure de la thèse

La thèse est divisée en cinq sections :

1) la section 1 est consacrée à une mise en situation générale sur l'aquiculture, la télédétection passive et les systèmes d'information géographique; cette section renferme également une description de la problématique, des objectifs, des hypothèses et de l'apport de cette étude;

2) dans la section 2, nous mettons l'accent sur l'évolution des systèmes d'information (SI) vers les systèmes d'information géographique (SIG) puis vers les processus décisionnels à référence spatiale (PDRS); dans cette section, l'emphase est mise de façon plus particulière sur les atouts d'un PDRS pour la mariculture : les caractéristiques d'un tel processus et sa

différence par rapport à un PDRS «terrestre»;

3) dans la section 3, le cadre conceptuel du PDRS est élaboré étape par étape, sinon sous-étape par sous-étape; nous mettons un regard spécifique sur les capteurs de télédétection passive et sur leur pouvoir de quantifier les paramètres environnementaux reliés à un zonage maricole régional (Habbane *et al.*, 1996);

4) dans la section 4, on applique le PDRS aux eaux côtières de la baie des Chaleurs; les paramètres environnementaux sont analysés de façon spatio-temporelle pour produire la carte régionale d'indices du potentiel maricole de la partie centrale de la baie des Chaleurs (Habbane *et al.*, 1997);

5) dans la section 5, quelques conclusions sont tirées et des perspectives sont annoncées, lesquelles peuvent faire l'objet d'étude dans un avenir rapproché (Habbane *et al.*, 1997).

2. Du système d'information à référence spatiale au processus décisionnel à référence spatiale

Dans cette section, des concepts généraux sur la géomatique sont présentés. De façon plus spécifique, nous définissons les systèmes d'information à référence spatiale (SIRS), les systèmes d'information géographique (SIG) et l'analyse spatiale. Par la suite, une synthèse des études réalisées sur l'application des SIG à l'environnement marin est effectuée. Finalement, l'accent est mis sur les caractéristiques des processus décisionnels à référence spatiale (PDRS), sur la nature des problèmes décisionnels à référence spatiale et sur les méthodes multicritères d'aide à la décision.

2.1. Concepts généraux

La géomatique est un champ d'activités scientifique et technique qui intègre, suivant une approche systémique, l'ensemble des moyens d'acquisition et de gestion des données à référence spatiale (Gagnon et Coleman, 1990). C'est une approche pouvant intégrer plusieurs moyens d'acquisition et de gestion des données sur l'environnement. Les capteurs de télédétection sont parmi les moyens d'acquisition des données, alors que les systèmes d'information géographique (SIG) sont parmi les outils de gestion. Les systèmes d'information à référence spatiale (SIRS) représentent une organisation structurée de ressources humaines, d'équipements, de procédures et de données qui se coordonnent pour réaliser l'acquisition et la gestion des données ainsi que pour fournir l'information sur l'environnement (Ministère des affaires municipales, 1984). Un SIRS est un moyen permettant de fournir une information spatialement référencée et pouvant inclure un système informatisé. Le SIG est un système informatisé à référence spatiale. Mais, le SIG est défini comme un système conçu pour saisir, emmagasiner, manipuler, analyser et afficher des

données spatialement référencées (Collet, 1992). Une des caractéristiques principales des SIG, par rapport aux systèmes cartographiques, est le fait qu'ils incorporent un système de gestion de base de données à référence spatiale. Cette gestion met l'accent sur la structuration, le traitement et la diffusion des données. La structuration permet d'organiser les données selon une base relationnelle ou orientée-objet. Parallèlement, la gestion et l'emmagasinement des données sont effectués par un système de gestion de base de données (SGBD). Bien entendu, les données à référence spatiale sont structurées et traitées selon une structure vectorielle (point, ligne, polygone, etc.) ou en structure en tessellation régulière (*raster*) ou irrégulière (*quadtree*).

2.2. SIG et analyse spatiale

Les SIG disponibles sur le marché possèdent quatre fonctions principales : la préparation, l'analyse, l'affichage et la gestion des données spatialement référencées (Nijkamp and Scholten, 1993). La fonction d'analyse est une caractéristique fondamentale, laquelle est matérialisée par la capacité des SIG à pouvoir effectuer des analyses spatiales (Star and Estes, 1990; Goodchild, 1992). Tomlinson (1987) soutient que les avantages des SIG sont plus marqués lorsqu'on met l'accent, dans un système d'information, sur le processus d'analyse des données à référence spatiale. L'analyse spatiale est un ensemble de méthodes analytiques qui requiert l'accès aux attributs des objets et à leur localisation (Goodchild, 1987). Ces opérations mettent l'accent sur la répartition spatiale des objets ou des phénomènes, par des analyses simples ou relativement complexes (optimisation, simulation, etc.). Actuellement, on retrouve dans la plupart des SIG une combinaison des capacités analytiques suivantes (Star and Estes, 1990; Collet, 1992; Laaribi, 1994) :

- des analyses topologiques et métriques qui consistent en une recherche d'objets

géographiques situés à une certaine distance d'un point, d'une ligne ou d'une surface; l'analyse permet également de calculer des distances entre deux points ou des surfaces spatialement définies;

- une technique de superposition de couches d'information, qui est représentée par un ensemble d'opérations (multiplication, addition, etc.) permettant à des surfaces d'être combinées, identifiées et affichées;
- des analyses statistiques qui sont représentées par un module avec lequel on effectue un ensemble de manipulations statistiques sur les variables spatiales, telles les analyses de régression.

Malgré ces capacités, certains auteurs (Openshaw, 1990; Goodchild, 1992) ont soulevé des critiques sur les outils d'analyse spatiale dans les SIG et leur pouvoir d'aide à la décision. De façon générale, sur le marché, les SIG répondent aux besoins actuels, qui sont beaucoup plus axés sur la gestion et la manipulation cartographique des données que sur leur analyse spatiale (Goodchild, 1991, 1992). Les méthodes d'analyse incorporées dans les SIG «standard» se limitent principalement à des opérations arithmétiques, à des calculs statistiques sur les attributs, aux interpolations et à des superpositions de couches d'information, en mode matriciel ou vectoriel. De façon particulière, malgré sa capacité de combiner et de corrélérer plusieurs variables, la fonction «*overlay*» présente quelques limites selon Carver (1991). Parmi ces limites, l'auteur a noté que les résultats des «*overlay*» sont difficiles à interpréter lorsque le nombre de paramètres est supérieur à quatre ou à cinq. De plus, ces procédures ne tiennent pas compte des poids des paramètres lorsque ces derniers sont d'inégale importance. D'après Laaribi (1994), l'analyse spatiale avec les SIG ne se présente pas selon une démarche systématique en utilisant des séquences d'opérations pour obtenir le résultat final. Chaque utilisateur se fie à son intuition et emprunte un chemin

personnel. Certes, cette démarche fonctionne très bien pour des opérations simples alors que, pour des analyses plus complexes, elle serait peu opérationnelle. Goodchild (1992) souligne l'ambiguïté entourant l'analyse spatiale, perçue comme un ensemble de techniques développées dans des domaines différents sans un cadre conceptuel.

Actuellement, certains auteurs, dont Tomlin (1990), Carver (1991) et Chevallier (1993), ont proposé l'ajout de plusieurs fonctions analytiques. Carver (1991) ajoute que les SIG seuls ne permettent pas d'aborder des problèmes à référence spatiale lorsque les critères (paramètres) sont conflictuels. L'addition de procédures permettant de pondérer les critères et de tenir compte ainsi des préférences du décideur est indispensable pour pouvoir comparer et évaluer les sites identifiés par les fonctions *overlay* des SIG. En somme, les SIG doivent contribuer à solutionner des problèmes spécifiques des décideurs. Ces besoins peuvent être résumés en deux points : 1) tenir compte des solutions proposées par le décideur et 2) considérer ses préférences.

De façon plus particulière, ces auteurs veulent que les SIG se placent au niveau des outils d'aide à la décision. Toutefois, cette place qu'occuperaient les SIG n'est pas tout à fait claire et bien définie. Même si, dans certains SIG, on incorpore des modules d'aide à la décision à référence spatiale (*Spatial Decision Support System*), notamment le logiciel *Idrisi* (Eastman *et al.*, 1993), leur fonctionnalité en matière d'élaboration ou de développement de processus décisionnels à référence spatiale n'est pas clairement définie.

En somme, il se dégage un large consensus sur la nécessité des moyens à mettre à la disposition du décideur et sur son importance effective dans la solution des problèmes (Laaribi, 1994). Cependant, le comportement du décideur est difficile à intégrer dans un SIG, mais celui-ci offre des outils efficaces pour construire un modèle ou un processus permettant d'interpréter et de résoudre un problème environnemental. À la lumière des

points de vue exprimés par les différents auteurs et utilisateurs des SIG, il apparaît clairement qu'on n'a pas pu déterminer de mécanismes décisionnels, en termes de représentation des structures de préférence des décideurs, ni de procédure de choix (choix d'une méthode multicritère). Finalement, on a pu cibler deux idées majeures à travers la littérature. Dans la première, on met l'accent sur l'intégration de fonctions analytiques dans les SIG alors que, dans la deuxième, on tient compte des préférences du décideur et de ses besoins en matière de processus décisionnels à référence spatiale.

2.3. Historique des SIG appliqués à l'environnement marin

Peu d'études ont été consacrées à l'application des SIG à l'environnement marin par rapport à l'environnement terrestre. En fait, ce n'est qu'à partir des années 1980 que certaines bases sont mises en place, pour le développement de SIG pour l'environnement marin. Toutefois, certains facteurs ont grandement contribué à ralentir le processus d'implantation des SIG. Parmi ceux-ci, notons la disponibilité des données sur le milieu marin et le besoin de leur visualisation tridimensionnelle, laquelle n'est pas encore produite par tous les SIG (Davis and Davis, 1988).

Les études effectuées avec les SIG sur l'environnement marin avaient un cadre à la fois international et national, avec un caractère particulier sur la collecte et la gestion des données. Au niveau international, l'ONU (Organisation des Nations Unies) par le biais de l'UNITAR (*United Nations Institute for Training and Research*) a publié un volume sur les applications des SIG à la gestion et à la recherche sur les zones côtières (St. Martin, 1993). Ce volume, sous forme d'exercices, inclut plusieurs exemples d'application dont l'analyse des habitats de poissons et la modélisation de la bathymétrie ou de l'évolution littorale. Toutefois, le volume n'inclut pas des scénarios d'aide à la décision, mais renferme

essentiellement des exemples d'utilisation des fonctions en superposition de couches d'information. Au niveau national, les études avaient une vision régionale ou locale. La vision régionale a été observée dans les études réalisées par Roberts et Richetts (1990) dans les eaux internationales du golfe du Maine. La vision locale a été appréhendée dans les études réalisées par Harper *et al.* (1990) dans la zone littorale du lac Ontario, entre la municipalité de Grimsby et la rivière Niagara, par Hansen *et al.* (1991) dans la baie située entre New York et New Jersey, par Lambert (1992) dans la baie des Chaleurs et par Jeffery et Webster (1992) à l'Île-du-Prince-Édouard. Dans l'ensemble de ces études, l'utilisateur a effectué les procédures suivantes avec le SIG :

- un archivage des données sur l'environnement marin obtenues par télédétection satellitaire (température de l'eau de surface par exemple) (Mouchot et Dupont, 1988);
- le développement d'une base de données des caractéristiques biophysiques et socio-économiques à l'échelle du 1 : 2 000 000 (Roberts and Ricketts, 1990);
- des opérations booléennes dans le but de détecter la stabilité des dépôts de dragage et d'identifier d'autres sites d'immersion (Hansen *et al.*, 1991);
- des superpositions de couches d'information pour obtenir des cartes thématiques (Jeffrey and Webster, 1992; Sudarshana *et al.*, 1993).

En résumé, dans ces études, les auteurs ont utilisé les capacités classiques des SIG, qui sont l'édition, la visualisation bidimensionnelle et le traitement à l'aide de fonctions simples consistant en la superposition de couches. Seule l'étude de Lambert (1992) a tenu compte des éléments de modélisation avec les SIG et des scénarios de prédiction de la ressource en macrophytes des zones intertidale et sublittorale. L'évolution des SIG vers les systèmes

d'aide à la décision à référence spatiale (SADRS) et l'élaboration de processus décisionnels à référence spatiale (PDRS) n'ont pas été observées dans les études mentionnées précédemment. Les besoins en matière d'aide à la décision nécessitent ce genre de système, dans lequel l'utilisateur teste et évalue les différentes stratégies et scénarios de gestion et d'utilisation de l'environnement marin.

2.4. Processus décisionnel à référence spatiale

Dans cette section, nous présentons respectivement quelques concepts généraux d'aide à la décision, les processus décisionnels et les processus décisionnels à référence spatiale.

2.4.1. Concepts généraux d'aide à la décision

La décision est le processus de conversion de l'information en action. Dans cette étude l'information est matérialisée par les paramètres environnementaux, alors que l'action est la production de la carte régionale d'indices du potentiel aquicole, issue de l'analyse et de l'agrégation des paramètres. Selon Roy (1985), l'aide à la décision est :

l'activité de celui qui, prenant appui sur des modèles clairement explicités mais non nécessairement entièrement formalisés, aide à obtenir des éléments de réponse aux questions que se pose un intervenant dans un processus de décision, éléments concourant à éclairer la décision et normalement à prescrire, ou simplement à favoriser, un comportement de nature à accroître la cohérence entre l'évolution du processus d'une part, les objectifs et le système de valeurs en services desquels cet intervenant se trouve placé d'autre part.

D'après Laaribi (1994), cette définition embrasse deux idées : 1) la modélisation formalisée ou non (préférence du décideur entre autres) et 2) l'analyse de solutions et l'évaluation de leurs conséquences. D'après Nutt (1980), Voogd (1983) et Nijkamp et Scholten (1993), il n'existe pas de méthode tout à fait approuvée pour la détermination des préférences du décideur (poids des critères ou paramètres). Ceci est dû principalement à l'aspect subjectif de ces valeurs, lesquelles dépendent de la nature du problème décisionnel, de l'information disponible et de la personnalité du décideur.

Parfois on trouve, dans la plupart des ouvrages anglophones, le terme *decision making* ou prise de décision à la place d'aide à la décision. Il est intéressant de remarquer que ces deux termes signifient deux choses : 1) soit qu'on apporte une assistance, parfois modeste, au décideur en l'éclairant dans le choix des solutions, 2) soit qu'on prétend être sûr de ses moyens et de ses outils (mathématiques entre autres) pour montrer au décideur comment prendre une bonne décision.

En somme, il est intéressant de remarquer que le concept d'aide à la décision n'est pas séparé de celui du processus de décision (Roy, 1985). Par exemple, le choix de secteurs potentiels à un support maricole est le résultat d'un processus, lequel peut être plus ou moins long selon le nombre de paramètres à estimer et à tenir compte. L'aide à la décision inclut également l'acte de la délibération, lequel est représenté par un débat au sein du groupe d'intervenants (Saaty, 1984; Pereira and Duckstein, 1993). Ces intervenants font partie intégrante du projet et, ensemble, ils visent à solutionner le problème de nature décisionnelle.

2.4.2. Processus décisionnel

Selon Derot *et al.* (1994), le concept de processus décisionnel pour les systèmes d'aide à la décision est similaire au concept de processus de travail (*workflow*) pour les systèmes d'information. De la même façon que pour le processus de travail, le processus de décision identifie les différentes étapes nécessaires pour transformer une demande (sélection de secteurs potentiels maricoles par exemple) en un objectif ou en une carte d'indices du potentiel maricole. Les étapes dans le processus décisionnel forment des liens séquentiels (élaboration, structure, choix, etc.) et parallèles (analyse des paramètres du même niveau). Chacune des étapes est constituée par des outils de traitement et d'analyse de données introduites et par la sortie de fichiers résultants. La finalité du processus décisionnel est de trouver une solution au problème posé.

Simon (1977) a proposé un cadre pour la prise de décision, défini en trois étapes : 1) l'«intelligence», 2) la conception et 3) le choix. Le modèle de Simon est relativement simplifié, mais il est le plus connu dans le domaine de l'aide à la décision. L'étape de l'«intelligence» comprend l'identification du problème décisionnel et la définition des objectifs et des points de vue. Dans l'étape de la conception, le décideur met l'accent sur l'estimation des critères (paramètres) et sur les scénarios à adopter (combinaison d'actions organisées dans l'espace et le temps). Dans l'étape du choix, laquelle représente le noyau central du processus décisionnel, le décideur évalue, compare les paramètres ou les scénarios et agrège les évaluations pour le choix d'une solution. Ce modèle est à la fois séquentiel et rétroactif. L'utilisateur ou le décideur est impliqué dans tous les niveaux du processus décisionnel. Par conséquent, il est amené à reprendre le développement des solutions lorsque celles-ci ne sont pas satisfaisantes. Il est tout à fait intéressant de noter que le processus décisionnel inclut l'approche multicritère. Ceci est justifié par le fait même que, dans le processus décisionnel, le décideur s'attaque à des problèmes complexes et souvent

peu structurés. Dans ces problèmes, les paramètres sont qualitatifs, quantitatifs, mesurés à différentes échelles «espace-temps» et considérés d'inégale importance (Martel et Aouni, 1988, 1990).

2.4.3. Processus décisionnel à référence spatiale

Rappelons que le PDRS est un ensemble d'étapes orientées dans un but commun. Le PDRS est interactif, ça veut dire que le décideur peut toujours revenir vers les étapes précédentes pour y effectuer les modifications nécessaires.

Par différence avec les processus décisionnels non-spatiaux, les processus décisionnels à référence spatiale (PDRS) se caractérisent par : 1) leur association à des phénomènes continus, 2) leur dépendance spatiale (Anselin, 1989; Pereira and Duckstein, 1993), où l'influence mutuelle des entités spatiales s'exerce selon une relation bien définie, laquelle est due à la nature, à la taille, à la forme et à la configuration des variables, et 3) leur hétérogénéité spatiale, lorsque les entités spatiales possèdent de faibles uniformités. Les PDRS renferment des variables hétérogènes, où se mêlent différents thèmes (géomorphologique et sédimentologique, physique, biologique, anthropique, etc.). D'autres éléments caractérisent les PDRS (Janssen, 1990). Parmi ces éléments, on note que les PDRS ont besoin d'une grande quantité d'informations spatiales, lesquelles sont généralement incomplètes et peu disponibles. De plus, ces informations sont quantitatives et qualitatives.

Outre ces éléments, la nature multidimensionnelle des variables confère aux PDRS une dimension multicritère. Celle-ci peut être de quatre types (Roy, 1985) : 1) une problématique de choix, laquelle consiste à choisir un site pour une localisation, 2) la problématique de tri, qui consiste à effectuer une procédure de segmentation (segmentation

d'une image SPOT), 3) la problématique de rangement, où on ordonne l'action des paramètres, de la meilleure à la moins bonne, avec des paramètres *ex aequo*, et 4) la problématique de description, où on décrit les paramètres et leurs conséquences, sans leur comparaison comme dans les trois problématiques précédentes. Il est toutefois intéressant de noter que la problématique de choix est la plus utilisée dans les PDRS (sélection du meilleur secteur pour l'installation d'un aéroport par exemple). Parallèlement, les problèmes à référence spatiale révèlent également une nature conflictuelle (Carver, 1991). Par exemple, le cas d'implantation de sites maricoles est lié aux lois de la navigation et de l'environnement, lesquelles peuvent être influencées par des associations (pêcheurs) et d'autres groupes de personnes (tourisme). Enfin, les variables sont estimées à différentes échelles d'espace et de temps. De façon particulière, la dimension temporelle distingue les PDRS sur l'environnement marin des PDRS «terrestres». Ces derniers abordent, dans la plupart des cas, une situation existante (Laaribi, 1994) et non pas un environnement évolutif. Les processus marins varient à différentes échelles temporelles, particulièrement de haute (marée) et de basse fréquences (résurgence d'eau froide, tempête, cyclone) ainsi que saisonnière. Cependant, les PDRS sur les environnements «terrestre» et «marin» possèdent quelques caractéristiques communes: 1) plusieurs intervenants, services et champs d'activités, 2) impact local et régional et 3) nature multicritère des paramètres. Dans la littérature, les applications pour le choix de sites sur le territoire (aéroport, etc.) dominent (Nijkamp *et al.*, 1990; Carver, 1991; Pereira and Duckstein, 1993; Laaribi, 1994; Malczewski, 1996), alors qu'à notre connaissance, aucun PDRS sur l'environnement marin n'a été élaboré pour le choix de secteurs potentiels maricoles.

Il demeure évident que l'intégration de nouvelles fonctions aux SIG actuels ne va pas combler toutes les lacunes en matière d'aide à la décision. Certes, ces fonctions sont indispensables, mais insuffisantes pour tenir compte des préférences du décideur et pour effectuer des choix basés sur plusieurs paramètres (évaluation multicritère). Une solution

complète, envisageable à long terme (Openshaw, 1991) serait le développement d'une théorie relative aux données à référence spatiale (intégration de données à référence spatiale sous toutes ses formes) ainsi qu'à leur analyse (Laaribi, 1994). Bien entendu, cette théorie doit tenir compte des problèmes décisionnels. Actuellement, cette solution est tout à fait difficile à réaliser. Ceci nous a amenés à opter pour une solution spécifique, pratique pour le milieu marin, laquelle consiste en l'élaboration d'un PDRS pour la mariculture (sections 3 et 4). Ce processus est sous forme d'un flux d'informations (*workflow*), lequel incorpore des fonctions d'aide à la décision : développement de fonctions d'indices du potentiel aquicole pour chaque paramètre et estimation des préférences du décideur (sections 3 et 4). Cette méthode d'analyse multicritère est justifiée par le fait même de la variabilité spatio-temporelle des processus marins : paramètres incommensurables, échelle multidimensionnelle, etc.

2.4.4. Méthodes multicritères d'aide à la décision

Depuis quelques années, les méthodes multicritères ne cessent de se développer. Ces méthodes sont nombreuses et ne peuvent toutes être exposées dans le cadre de notre étude. Nous nous contenterons d'en décrire quelques-unes, en mettant l'accent sur la méthode utilisée dans le cadre de cette étude. Toutefois, de plus amples informations peuvent être trouvées dans Rietveld (1980), Voogd (1983), Martel et Aouni (1988), Martel et Nadeau (1990), Nijkamp *et al.* (1990), Carver (1991) et Laaribi (1994).

Les méthodes multicritères ont pour objectif d'aider le décideur à analyser les données en fonction d'étapes bien définies pour obtenir le résultat final. Ce dernier dépend principalement de la nature du problème, du contexte de l'étude, de la personnalité du décideur et de la méthode d'aide à la décision utilisée. Dans la littérature, on retrouve

plusieurs méthodes de décisions multicritères (MDMC). Vincke (1986) en a identifié trois techniques principales : 1) la technique de rangement (*outranking*), dérivée de la théorie des graphes (Brans *et al.*, 1986), 2) la technique d'utilité multi-attributs (*MAUT*), dérivée de la théorie d'utilité (Jacquet-Lagrèze and Siskos, 1982) et 3) la programmation mathématique (*goal programming*, optimisation, etc.) (Zeleny, 1984; Martel et Aouni, 1988).

Dans la technique de rangement, l'utilisateur range les paramètres, des plus forts (paramètre qui a une action significative sur le choix d'un site par exemple) aux plus faibles. La technique requiert une comparaison partielle ou totale des paramètres.

Le principe de la méthode d'utilité multi-attributs est le suivant : l'utilisateur considère des utilités partielles $U_i(p_i)$ pour chaque paramètre. Ces utilités ou fonctions partielles sont obtenues de manière subjective. Chacune des fonctions est réelle et positive. Par la suite, l'utilisateur agrège l'ensemble des fonctions partielles en une seule fonction $U = \Sigma (U_i(p_i))$.

Dans la programmation mathématique, l'utilisateur cherche par exploration itérative le point le plus proche du point idéal, puis fixe un but (*goal*), qui peut être un emplacement P^* , par la résolution mathématique d'une fonction, par exemple $G(p_i)$:

$$\text{maximiser } G(p_i) = \Sigma \{ F_i(p_i) \} \text{ sous contraintes } C_i$$

où $F_i(p_i)$ est le paramètre en question et C_i la contrainte de i

Une quatrième technique peut être identifiée, il s'agit de la méthode de hiérarchie multicritère ou *Analytical Hierarchy process (AHP)* (Saaty, 1980). Cette technique englobe le *design* et l'évaluation (Vargas, 1990). Dans le *design*, l'utilisateur structure le problème et développe la hiérarchie, alors que, dans l'évaluation, le décideur met l'accent sur la

comparaison des paramètres dans une matrice dite de comparaison. Cette technique sera amplement développée à la section 3.

Actuellement, il n'y a pas de préférence pour l'utilisation d'une ou l'autre de ces techniques (Nutt, 1980; Gershon, 1984; Laaribi, 1994; Laczewski, 1996). Cependant, ces méthodes ont fait l'objet d'application à plusieurs problèmes de localisation (Martel et Aouni, 1988; Nijkamp *et al.*, 1990). À notre connaissance, il n'y a aucune méthode multicritère appliquée à la sélection de secteurs potentiels maricoles.

L'utilisation d'une méthode plus qu'une autre pour la sélection d'un emplacement dépend du PDRS et de sa structure générale. Cette dernière étant influencée par l'expérience du décideur, ses préférences et sa façon de résoudre les problèmes. Par exemple, Carver (1991) a utilisé plusieurs méthodes multicritères pour le choix de sites de dépôts de déchets nucléaires en Grande-Bretagne. Dans cette étude, l'auteur a mis en évidence l'utilité d'intégration des MDMC avec les SIG. Toutefois, certains problèmes restent à résoudre. Parmi les plus importants, il y a ceux reliés aux types d'échelle utilisée de mesures des paramètres (Martel et Aouni, 1990).

Utiliser la somme pondérée pour agréger l'ensemble des paramètres n'a rien d'innovateur (exemple de la MAUT). Ce concept a été appliqué auparavant par plusieurs auteurs dans des modèles de localisation (Nijkamp *et al.*, 1990; Voogd, 1983). D'ailleurs, c'est la fonction la plus utilisée lorsque les informations sont de type matriciel (on considère ici que l'utilisateur a à comparer plusieurs alternatives, une alternative étant un pixel) (Jankowsky, 1995). De plus, la somme pondérée comporte des effets négatifs attribuables à ce type de technique, telle la standardisation des paramètres par une simple normalisation lorsque les échelles sont hétérogènes. Par exemple, dans la programmation mathématique, le décideur est invité à fixer des buts (*goals*) pour chaque objectif, mais la suite de la résolution du

modèle est effectuée par les programmes mathématiques.

Dans le cas particulier de notre secteur d'application (section 4), les paramètres sont exprimés par des unités différentes de mesure. L'agrégation de ces paramètres, selon la technique de l'utilité multi-attributs, pour obtenir le résultat final (carte régionale d'indices du potentiel maricole) n'a aucune signification réelle. Les paramètres sont incommensurables, ce qui rend difficile l'interprétation de la carte d'indices du potentiel aquicole. Il semble donc évident que la normalisation ne solutionne pas le problème de l'incommensurabilité des unités et elle ne tient compte encore moins de façon adéquate des préférences du décideur. Il est donc possible d'éviter ces procédures de normalisation en développant une fonction «potentiel aquicole» pour chaque paramètre (section 3).

3. PDRS pour la mariculture : cadre conceptuel

Dans cette section, nous proposons des solutions conceptuelle et méthodologique permettant d'élaborer un PDRS pour la mariculture. L'accent est mis sur le choix d'une procédure d'agrégation multicritère pour le problème décisionnel spécifique à la mariculture (fonctions d'indices du potentiel aquicole pour chaque paramètre). Nous décrivons d'abord le PDRS, puis les trois étapes principales du PDRS, à savoir l'élaboration, la structure et le choix.

3.1. PDRS pour la mariculture

3.1.1. Cadre conceptuel

Nous nous sommes inspirés des études effectuées par Simon (1977) sur la prise de décision et par Roy (1985) sur la méthodologie multicritère d'aide à la décision pour donner le cadre conceptuel du PDRS. Il faut rappeler que ce genre de modèle décisionnel, et particulièrement son étape de choix (intégration SIG et analyse multicritère), ont été utilisés largement dans les études reliées aux problèmes environnementales (Martel et Aouni, 1990; Nijkamp *et al.*, 1990; Carver, 1991; Eastman *et al.*, 1993; Pereira and Duckstein, 1993; Laaribi, 1994). À notre connaissance, aucun PDRS n'a été développé pour les applications à la mariculture. Le PDRS pour la mariculture possède les caractéristiques suivantes : 1) l'échelle «espace-temps» des données et leur format matriciel (images de télédétection), 2) la dimension temporelle qui s'ajoute au processus décisionnel et 3) la modification de la méthode d'agrégation multicritère par le développement de fonctions d'indices du potentiel aquicole pour chaque paramètre.

Rappelons que l'application des SIG à l'environnement marin (St. Martin, 1993) et à

l'aquiculture en particulier (Sudarshana *et al.*, 1993), ne présentent pas la vision multicritère (standardisation, préférences du décideur). Les deux approches, soit la situation actuelle et l'approche que nous proposons reflètent deux voies totalement différentes (figure 1). Dans la situation actuelle, on note certaines faiblesses que nous évitons dans notre propre approche : 1) l'utilisateur n'identifie pas tous les paramètres, ni leur importance relative par rapport aux différentes zones aquicoles, 2) la procédure *overlay* et la standardisation des paramètres ne sont pas réalistes compte tenu de l'incommensurabilité des paramètres et du fait que 3) le décideur ne tient pas compte des préférences du décideur par une estimation des poids relatifs des paramètres.

3.1.2. Description générale et implantation de la méthodologie

L'ensemble de la méthodologie est divisé en deux phases (figure 2). Dans la première phase, on établit le cadre conceptuel théorique du PDRS. L'utilité essentielle d'élaborer un PDRS est de pouvoir structurer l'information en plusieurs étapes, dans un seul format «espace-temps». La finalité du processus est de produire des cartes d'indices du potentiel maricole. Dans la phase 2, on applique et on modifie au besoin le processus, en utilisant le cas de la baie des Chaleurs (section 4). Dans cette phase, les étapes ne sont pas toujours successives. Le décideur a adopté dès le début du processus (étape de structure) une approche par les décisions. Ce point de vue est discuté amplement dans cette section.

L'implantation de la méthodologie est effectuée avec *Idrisi*, qui est un logiciel de SIG et de traitement d'images, conçu par l'École d'études supérieures de géographie (*Graduate School of Geography*) à *Clarke University* (Eastman, 1993), en collaboration avec l'UNITAR et l'UNEP/GRID (*United Nations Environment Programme Global Resource Information Database*). Le choix de ce logiciel pour l'implantation d'une méthode multicritère reliée à

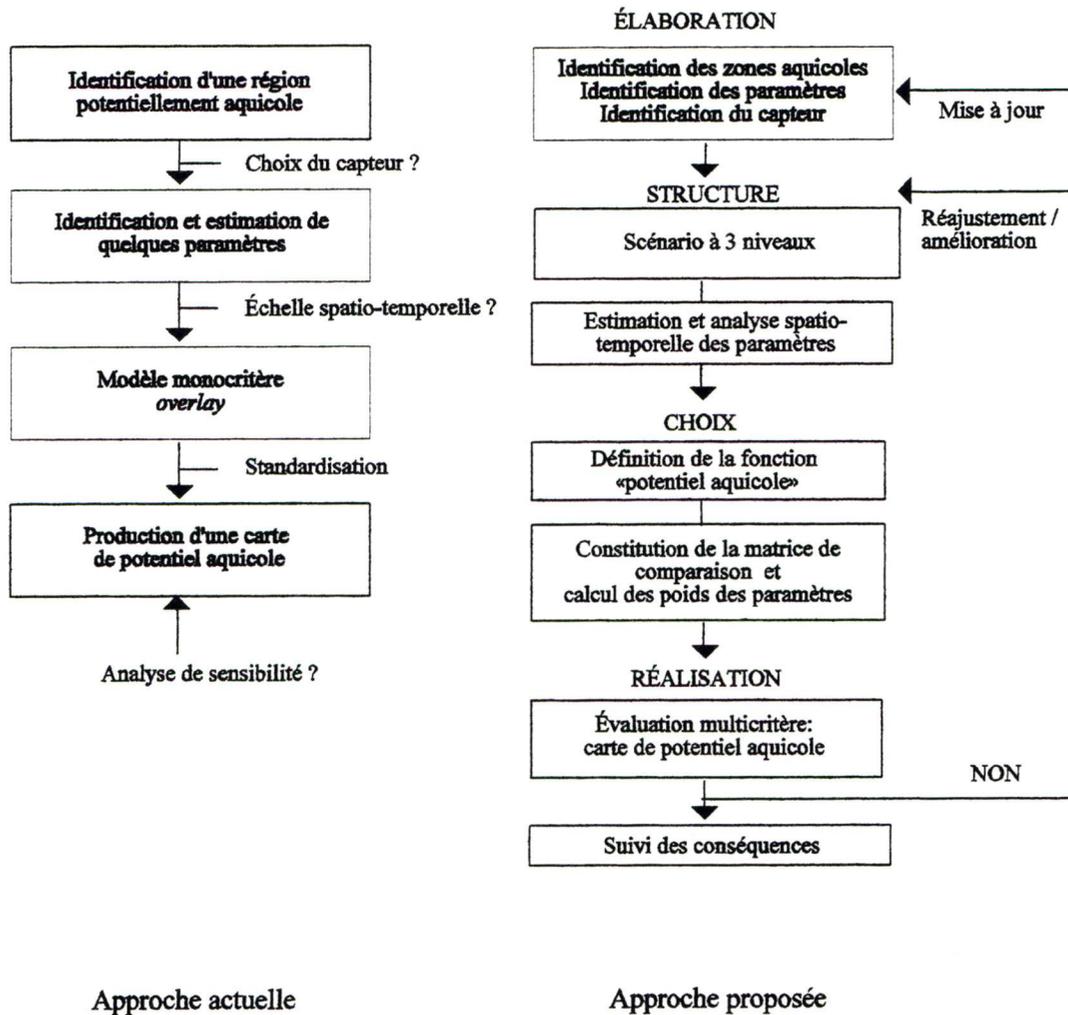


Figure 1. Approche actuelle et approche proposée du processus décisionnel à référence spatiale appliquées à l'aquiculture

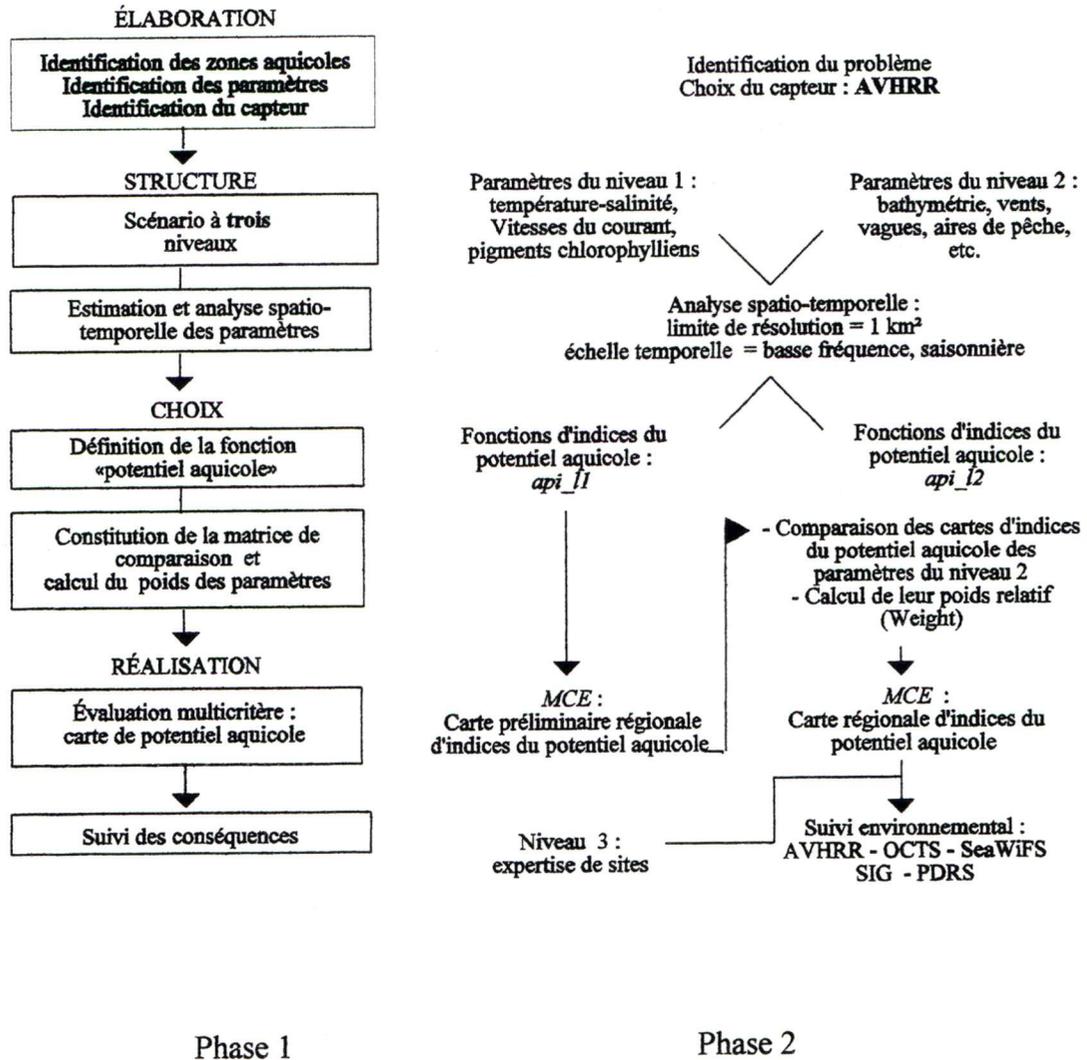


Figure 2. Organigramme général de la méthodologie

la mariculture est justifié par les faits et les constats suivants :

- *Idrisi* est basé sur le format matriciel (applications pour la télédétection);
- il est constitué de modules indépendants, ce qui lui permet de se prêter à des ajouts;
- il contient déjà un module d'aide à la décision (*MCE* et *Weight*).

Le programme d'évaluation multicritère (*MCE*) tient compte des poids des paramètres (critères). Ces poids peuvent être déterminés au préalable à l'aide du programme *Weight*, lequel utilise la méthode AHP (*Analytical Hierarchy Process*) de Saaty (1980). L'agrégation des paramètres à l'aide de *MCE* (somme algébrique pondérée) assume la standardisation des paramètres. Or, ces derniers sont incommensurables, ce qui n'est pas justifié dans le cadre d'un problème multicritère. Nous proposons donc d'ajouter un module incluant les fonctions d'indices du potentiel aquicole pour les paramètres environnementaux reliés à la mariculture.

3.2. Étape d'élaboration

L'étape d'élaboration permet : 1) d'identifier l'ensemble des paramètres environnementaux reliés au développement d'une activité maricole et 2) de cibler le ou les capteurs de télédétection passive pouvant être utilisés comme référence primaire pour effectuer un zonage maricole régional (1-100 km).

3.2.1. Identification des paramètres environnementaux sur la mariculture

L'ensemble des paramètres environnementaux dont l'utilisateur doit tenir compte pour effectuer un zonage maricole dans les zones intertidale, sublittorale et infralittorale peut être regroupé en cinq thèmes : 1) la géomorphologie et la sédimentologie, 2) la physique, 3) la biologie, 4) la chimie et 5) les activités anthropiques (tableau 1).

Le thème «géomorphologie et sédimentologie» comprend les paramètres suivants : 1) la géomorphologie littorale, 2) la bathymétrie, 3) les sédiments du fond et 4) les sédiments en suspension. Dans la géomorphologie littorale, nous mettons l'accent sur l'aspect géomorphologique et sédimentologique de la côte et de la dérive littorale dans la zone intertidale (Lessard *et al.*, 1989; Grenier et Dubois, 1990). Dans la géomorphologie immergée, nous englobons la bathymétrie et les faciès du fond. La bathymétrie renseigne sur le relief de la plate-forme continentale et joue un rôle important par rapport au type de mariculture envisagé. Par exemple, Krieger et Mulsow (1990) ont montré que, dans une baie abritée de profondeur maximale de 20 m, la pisciculture est efficace dans des profondeurs variant de 10 à 20 m. La connaissance de la profondeur est nécessaire pour établir : 1) le type de structures maricoles (ligne, filière ou cage) à installer, 2) la distance minimale entre les structures d'élevage (un site de 40 m de profondeur contient la moitié du nombre de filières flottantes que celui de 20 m) et 3) les coûts d'infrastructure (type et longueur d'ancrage, etc.).

Tableau 1. Importance relative de chaque paramètre pour les différentes zones aquicoles intertidale, sublittorale et infralittorale (eaux de surface, intermédiaire et profonde)

		Zone aquicole intertidale	Zone aquicole sublittorale	Zone aquicole infra.			
				eaux de surface	eaux interm.	eaux prof.	
Géomorphologie et Sédimentologie	Géomorphologie	+	-	-	-	-	
	Évolution littorale	+	+	-	-	-	
	Bathymétrie	-	+	+	+	+	
	Faciès du fond	+	+	-	-	+	
	Sédiments en suspension	+	+	+	-	±	
Physique	Température	+	+	+	+	+	
	Courants	+	+	+	+	+	
	Vagues	+	+	+	-	-	
	Vents-tempêtes	+	+	+	-	-	
	Marées	+	±	-	-	-	
	Panache d'eau douce	+	+	±	-	-	
	Glace et leur dérive	+	+	+	-	-	
Biologie	Pigments chlorophylliens	+	+	+	+	-	
	Algues toxiques	+	+	+	±	±	
	Carbone org. dissous	+	+	+	+	+	
	Contam. bactériologique	+	+	±	±	-	
	<i>Fouling</i>	-	-	+	+	+	
	Algues intertidales	+	-	-	-	-	
	Algues infralittorales	-	+	-	-	-	
Zones de pêche	-	-	+	+	+		
Chimie	Salinité	+	+	+	±	-	
	Oxygène dissous	+	+	-	-	+	
	pH	±	±	-	-	+	
	Sources de pollution	+	+	+	+	+	
Activités anthropiques		Structures et aménagements	+	+	±	±	±

(+ : plus important, - : moins important, ± : facultatif)

Les espèces aquatiques vivent sur différents substrats, allant du faciès argileux au roc. Toutefois, les faciès sablonneux et graveleux du fond sont des substrats adéquats pour les organismes sessiles comme les mollusques (Milne, 1979). Cependant, les faciès argileux sont préférés puisqu'ils assurent un ancrage efficace et stable. Les sédiments en suspension renseignent sur les décharges fluviales et sur certaines activités anthropiques, comme le dragage et l'immersion des sédiments. Les élevages de mollusques filtreurs sont sensibles à la présence en grande quantité de sédiments en suspension. Ces derniers entraînent un accroissement du taux de filtration, ce qui augmente les dépenses énergétiques des espèces. De plus, les sédiments en suspension modifient qualitativement et quantitativement la pénétration de la lumière dans l'eau. Ils peuvent donc diminuer l'activité photosynthétique dans la zone aquicole des eaux de surface.

Le thème «physique» comprend sept paramètres : 1) la température de l'eau, 2) les marées, 3) les courants, 4) les vents, 5) les vagues, 6) le débit d'eau douce, ainsi que 7) les glaces et leur dérive. La température est un des facteurs environnementaux les plus importants (critiques) pour les organismes aquatiques. Elle agit sur l'oxygénation des eaux, sur la productivité primaire, sur la reproduction et sur la croissance des espèces. La température affecte également la durée du cycle de production des espèces. Par exemple, les moules prennent quatre ans sur la Basse Côte-Nord du Québec, trois ans dans la baie des Chaleurs et deux ans aux Îles-de-la-Madeleine pour atteindre la taille commerciale (Anonymes, 1997). Dans un site propice à la salmoniculture (élevage du saumon), si la température risque de descendre en bas de 0 °C, la production est en péril puisque le saumon n'y résiste pas physiologiquement. De même que pour les pétoncles d'Islande soumis à des températures supérieures à 18 °C (Anonymes, 1997). Les environnements littoraux peuvent être classifiés selon leur marnage, en trois types : microtidaux (< 2 m), mésotidaux (2 à 4 m) et macrotidaux (> 4 m) (Davis and Hayes, 1984). Les zones intertidales et plus particulièrement les milieux macrotidaux sont traditionnellement utilisés dans plusieurs pays

pour l'élevage des mollusques. Ces milieux favorisent la circulation et les échanges d'eau avec l'avant-côte. De la même façon que la température, la vitesse et la direction des courants influencent grandement le zonage maricole. La hauteur, la longueur d'onde et la direction des vagues sont reliées au régime des vents et à l'orientation de la côte. Près des côtes, les vagues induisent un brassage de toute la colonne d'eau, ce qui favorise la circulation et l'apport d'éléments nutritifs, essentiels à la croissance des espèces aquatiques. Le régime des vents et les tempêtes sont associés à la formation des vagues et de la houle. Les zones abritées sont moins exposées au régime des vents, sauf pendant les tempêtes. Au contraire, les systèmes ouverts vers l'océan sont caractérisés par un fort hydrodynamisme. Celui-ci est relié à l'interaction entre les vents, les marées, les vagues, le fetch, l'orientation du trait de côte et le type du substrat. Le débit d'eau douce a une influence sur la répartition de la température, de la salinité et de la stratification. Il est la source d'apport de sels nutritifs, issus du drainage des sols. Dans les régions froides, les glaces persistent sur la côte et l'avant-côte pendant plusieurs mois. Elles diminuent la température de l'eau et affectent l'intensité de la lumière disponible à la croissance des espèces, telles les macrophytes. De plus, le déplacement des glaces, surtout pendant la période de fonte, peut causer des perturbations sur le substrat, sur la végétation et sur la dynamique côtière de la région. Ce déplacement engendre une instabilité des peuplements des zones intertidale et infralittorale et limite la stabilité des infrastructures flottantes.

Le thème «biologie» comprend : 1) les pigments chlorophylliens, 2) les algues toxiques, 3) la matière organique dissoute, 4) la contamination bactériologique, 5) l'encrassement de salissures (*fouling*), 6) les algues macrophytes (intertidales et infralittorales) et 7) les aires de pêche. Les algues marines peuvent être subdivisées en algues macroscopiques et microscopiques. Les algues microscopiques, phytoplanctoniques, accroissent momentanément la charge en matière organique et la consommation d'oxygène (Barnabé, 1986). Cependant, la répartition des pigments chlorophylliens dans la couche euphotique

indique la présence des concentrations phytoplanctoniques, qui donnent des informations sur la quantité de nourriture présente dans la région. Certaines espèces microscopiques, en particulier les dinoflagellés, contiennent des toxines qui peuvent être toxiques pour les mammifères et les organismes aquatiques (moules) ou qui peuvent s'accumuler sans danger dans l'organisme hôte tout en rendant ce dernier nocif pour la consommation. Pour le Saint-Laurent (estuaire et golfe), la principale algue toxique présente est le dinoflagellé *Alexandrium tamarense*. C'est une cellule mobile d'environ 40 μm de diamètre (Shumway, 1989). Son principal pigment caroténoïde est la péricidine, dont le maximum d'absorbance est d'environ 475 nm (dans l'éthanol). Les dinoflagellés font partie des algues dorées (*golden-brown* ou Chromophytes) parce qu'elles possèdent de la chlorophylle-c plutôt que de la chlorophylle-b qui, elle, donne une coloration nettement plus verte aux algues. Les *blooms* dans le Saint-Laurent se produisent généralement soit en juin ou en août. Ils sont souvent associés à des périodes relativement calmes suivant des périodes de turbulence ou de tempêtes. Une concentration typique d'un *bloom* est de l'ordre de 10 000-100 000 cellules par litre. L'Institut Maurice-Lamontagne (Ministère des pêches et des océans du Canada) effectue un suivi de la concentration de ces algues à quelques stations le long du Saint-Laurent. L'autre algue à problème potentiel est *Pseudonitzschia seriata*. C'est une diatomée qui a déjà causé des problèmes de toxicité dans les eaux d'une rivière à l'Île-du-Prince-Édouard il y a quelques années (Roy, 1996). L'encrassement de salissures influence la position des structures aquicoles dans la colonne d'eau et augmente ainsi le coût de production. Les algues macroscopiques (macrophytes) sont confinées à la zone intertidale et infralittorale (Lambert, 1992; Belsher *et al.*, 1996). Elles forment un couvert végétal intéressant pour l'ensemencement d'œufs d'oursins ou de homard (Anonymes, 1997). Les concentrations de matières organiques constituent des réserves d'azote et de phosphore indispensables au développement du phytoplancton. Dans des zones aquicoles intertidale et infralittorale totalement abritées, de grandes concentrations de matières organiques dissoutes peuvent entraîner une eutrophisation, laquelle crée un déséquilibre dans le système (Barnabé,

1986). Les zones favorables à la pêche peuvent constituer une contrainte à l'implantation de secteurs maricoles. Toutefois, pour fin de sélection préliminaire, elles fournissent des informations utiles sur les espèces qui peuvent entrer en compétition avec les espèces maricoles.

Le thème «chimie» comprend : 1) la salinité, 2) l'oxygène dissous, 3) le pH et 4) les sources de pollution. Dans les zones côtières marines, la salinité des zones aquicoles intertidale, sublittorale et infralittorale des eaux de surface et intermédiaire, fluctue en présence des décharges fluviales, des mouvements de marées et des remontées d'eau profonde plus froide et plus salée (résurgences). Toutefois, les organismes comme les moules (*Mytilus edulis*) peuvent s'adapter à des variations de salinité allant de 5 à 60 ‰ (Barnabé, 1986). Parmi les gaz dissous, l'oxygène est celui qui joue le rôle le plus important pour la qualité biotique des zones aquicoles. Il permet la dégradation des matières organiques détritiques et facilite les cycles biochimiques. Le pH de l'eau de mer est alcalin et il est voisin de 8. Généralement, les espèces marines tolèrent les variations de pH comprises entre 6 et 9. Les polluants englobent toute forme de rejet produit, directement ou indirectement par l'activité humaine (hydrocarbures, contamination par les égouts, par les lessives ménagères, par les rejets agricoles ou industriels, etc.). Ils agissent sur les exploitations maricoles, en modifiant les caractéristiques hydrobiologiques des eaux (température, oxygène dissous) et en contaminant les tissus animaux par des substances chimiques diverses ou par des organismes pathogènes.

Le thème «activités anthropiques» comprend les structures et les aménagements. Ces derniers englobent les centres de villégiature et de récréation, les quais et les rampes d'accès, les systèmes de transport, les activités touristiques, la pêche avoisinante et la navigation. Ces informations sont en partie d'ordre socio-économique et leur analyse permet une évaluation complète à la sélection des sites avant leur implantation.

Pour sélectionner des secteurs potentiels à la mariculture dans les zones intertidale, sublittorale et infralittorale (eaux de surface, intermédiaire ou profonde), il est indispensable de tenir compte de chaque paramètre inhérent à la zone aquicole en question. En revanche, pour un zonage aquicole régional mésoéchelle (1 à 100 km), l'utilisateur tient compte des paramètres les plus significatifs (critiques) pour produire la carte préliminaire régionale d'indices du potentiel aquicole. Par la suite, l'utilisateur peut modifier la carte préliminaire en considérant les autres paramètres. Ces derniers vont dépendre de la localisation géographique du secteur à fort indice du potentiel aquicole et de certaines conditions, telles que l'espèce à élever ou à cultiver selon la technique aquicole choisie. Cette idée de hiérarchie est justifiée par le fait même de l'importance relative des paramètres par rapport aux différentes zones aquicoles (tableau 1). Ce point de vue sera complètement développé dans l'étape de structure. Nous allons voir dans la section suivante la possibilité d'estimer l'ensemble de ces paramètres par les capteurs de télédétection passive.

3.2.2. Identification des capteurs passifs pour un zonage maricole

Nous présentons une vue d'ensemble sur les caméras et les capteurs actuels et futurs pouvant être utilisés pour estimer les paramètres environnementaux. Bien entendu, l'estimation des paramètres liés à chaque zone maricole dépend des caractéristiques instrumentales des capteurs (résolutions spatiale, spectrale et temporelle) et des algorithmes (empiriques ou autres) développés avec chaque capteur pour chaque paramètre. L'accent est mis sur les capteurs les plus utilisés par les chercheurs du domaine océanographique (sens large du terme) (tableau 2).

Tableau 2. Caractéristiques spectrale, spatiale, radiométrique et temporelle des capteurs passifs

Capteur	Bandes spectrales	Résolution spatiale (nadir)	Résolution radiométrique	Répétitivité
CASI [1]	450 - 900 nm	≥ 1 m	12 bits	-
HRV [2]	XS1: 500 - 590 nm XS2: 610 - 650 nm XS3: 790 - 910 nm P : 510 - 730 nm	20 m 20 m 20 m 10 m	8 bits	26 jours
TM [2]	TM1: 450 - 520 nm TM2: 520 - 600 nm TM3: 630 - 690 nm TM4: 760 - 900 nm TM5: 1,55 - 1,75 μm TM7: 2,08 - 2,35 μm TM6: 10,4 - 12,5 μm	30 m 30 m 30 m 30 m 30 m 30 m 120 m	8 bits	16 jours
AVHRR [3]	1: 580 - 680 nm 2: 725 - 1100 nm 3: 3,55 - 3,93 μm 4: 10,3 - 11,3 μm 5: 11,5 - 12,5 μm	1,1 km	10 bits	0,5 jour
ATSR [3]	1: 1,6 μm 2: 3,7 μm 3: 10,8 μm 4: 11,9 μm	1 km	10 bits	20 jours
OCTS [4]	OCTS 1: 402 - 422 nm OCTS 2: 433 - 453 nm OCTS 3: 480 - 500 nm OCTS 4: 510 - 530 nm OCTS 5: 555 - 575 nm OCTS 6: 655 - 675 nm OCTS 7: 745 - 785 nm OCTS 8: 845 - 885 nm OCTS 9: 3,55-3,88 μm OCTS 10: 8,25-8,8 μm OCTS 11: 10,3-11,4 μm OCTS 12: 11,4-12,5 μm	0,7 km	10 bits	3 jours

[1] : Gower *et al.* (1992), [2] : Bonn et Rochon (1992), [3] : Minnett (1988)[4] : <http://mentor.eorc.nasda.go.jp/ADEOS/>

Tableau 2. Caractéristiques spectrale, spatiale, radiométrique et temporelle des capteurs passifs (suite)

Capteur	Bandes spectrales	Résolution spatiale (nadir)	Résolution radiométrique	Répétitivité
SeaWiFS [5]	SW1: 402 - 422 nm SW2: 433 - 453 nm SW3: 480 - 510 nm SW4: 500 - 520 nm SW5: 545 - 565 nm SW6: 660 - 680 nm SW7: 745 - 785 nm SW8: 845 - 885 nm	1,13 km	10 bits	1 jour
Modis-N [6]	400 - 12 000 nm	500 - 1 000 m	10 bits	1 jour

[5] : Lyon and Willard (1993), [6] : Esaias and Barnes (1986)

A. Caméras photographiques

Les caméras photographiques ont été les premiers systèmes utilisés. Les films photographiques utilisent des portions du spectre visible (0,4 à 0,7 μm) et proche infrarouge (0,7 à 0,9 μm). L'échelle des photographies affecte directement le paramètre à observer. Généralement, trois catégories d'échelle existent. Les photographies à grande échelle ($\geq 1 : 12\ 000$), à échelle moyenne (1 : 12 000 à 1 : 50 000) et à petite échelle ($\leq 1 : 50\ 000$). Par ailleurs, un chevauchement dans la prise de photographies permet de visualiser en stéréoscopie deux photographies successives. Ceci permet d'augmenter la qualité et la quantité d'informations à extraire.

B. CASI

Le CASI (*Compact Airborne Spectrographic Imager*) est un spectromètre imageur aéroporté,

soit une variante de la technique des barrettes de détecteurs pouvant être utilisées pour recevoir des portions différentes du spectre électromagnétique. Une matrice CCD (*Charge Coupled Device*) forme le détecteur qui, dans une direction, donne la dimension spatiale et, dans l'autre, la dimension spectrale (Gower *et al.*, 1992). Le capteur assure un pouvoir élevé de résolution spectrale (intervalle nominale d'échantillonnage de 1,8 nm) dans le visible et le proche infrarouge (450 à 900 nm), selon des modes spectraux contrôlés par ordinateur. En mode spatial, les pixels spectraux sont regroupés pour former plus que 15 bandes. La largeur de la bande et la position spectrale sont programmables. Ainsi, des modifications peuvent être opérées sur les bandes pour éliminer celles qui saturent ou celles donnant un faible contraste en fonction de l'objet visé, ce qui est un des avantages des imageurs matriciels CCD en deux dimensions (Babey and Soffer, 1992).

C. HRV et TM

Le capteur HRV (Haute Résolution Visible) est un balayeur multibande à barrettes de 6 000 éléments. Il possède trois bandes spectrales larges (visible et proche infrarouge), mais des résolutions spatiales fines, de 10 m au nadir (bande panchromatique) et de 20 m au nadir (multibande). Sa résolution temporelle est de 26 jours, mais le satellite peut être programmé pour des passages sur demande.

Le capteur TM (*Thematic Mapper*) possède sept bandes spectrales relativement étroites (bandes dans le spectre visible) par rapport aux bandes de HRV. Ces bandes couvrent du spectre bleu à l'infrarouge thermique. Sa limite de résolution spatiale est de 30 m au nadir dans le visible et le proche infrarouge, et elle est de 120 m au nadir dans le thermique. Sa résolution temporelle est de 16 jours.

D. AVHRR et ATSR

Le capteur AVHRR (*Advanced Very High Resolution Radiometer*) est un balayeur multibande, possédant cinq canaux (visible, proche infrarouge et trois bandes dans l'infrarouge thermique) (Bonn et Rochon, 1992). Ce capteur possède une limite de résolution spatiale de 1 km² au nadir et une résolution temporelle de 0,5 jour.

Les satellites ERS-1 et 2 (*Earth Remote Sensor*) emportent plusieurs capteurs de télédétection radar (Radar à ouverture de synthèse, diffusomètre, altimètre) et un radiomètre infrarouge, l'ATSR (*Along-Track Scanner Radiometer*) (Francis *et al.*, 1991). Le radiomètre infrarouge ATSR possède quatre bandes (1,6 μm , 3,7 μm , 10,8 μm et 11,9 μm). Une caractéristique principale d'ATSR par rapport à l'AVHRR est sa possibilité d'effectuer des visées à deux angles d'incidence différents (0° et 52°). Un même point de la surface est observé deux fois. Le signal mesuré correspond à la même source, mais à deux trajets atmosphériques différents. Ceci permet de corriger, en partie, les effets atmosphériques.

E. OCTS et SeaWiFS

Le capteur OCTS a été lancé par l'agence spatiale japonaise (NASDA) le 17 août 1996 à bord du satellite ADEOS (*Advanced Earth Observing Satellite*). OCTS est un radiomètre imageur qui possède huit bandes spectrales fines ($\Delta\lambda = 20 \text{ nm}$) dans le visible et le proche infrarouge et quatre bandes dans l'infrarouge thermique. Ses résolutions spatiale et temporelle sont respectivement de 700 m et de 3 jours. Les premières images ont été acquises au début du mois de septembre 1996 pour les pigments chlorophylliens et au début du mois d'octobre pour la température de l'eau de surface.

Le capteur SeaWiFS sera probablement lancé par la compagnie *Orbital Sciences Corporation* en 1997. Ce capteur imageur multibande remplacera le défunt *Coastal Zone Color Scanner (CZCS)*, développé par la NASA pour cartographier la chlorophylle et estimer la production primaire océanique. Le SeaWiFS produira des images quotidiennes de la couleur des océans, des courants de surface et des aérosols de type maritime (Mueller and Austin, 1992). Comme l'OCTS, ce capteur possède huit bandes spectrales étroites ($\Delta\lambda = 20$ nm) allant du visible au proche infrarouge. Sa limite de résolution spatiale sera d'environ 1 km² au nadir et les données seront codées sur 10 bits (Lyon and Willard, 1993).

F. Modis - Hiris

Les capteurs Modis et Hiris (*Moderate et High Resolution Imaging Spectrometer*) feront partie du programme EOS (*Earth Observation System*) de la fin de ce siècle (Esaias and Barnes, 1986). Le capteur Modis possédera des bandes programmables entre 400 et 1 200 nm. Sa résolution spectrale nominale pourra varier de 1,2 à 500 nm, selon la longueur d'onde centrale. Sa limite de résolution spatiale sera de 1 km² au nadir (O'Neill *et al.*, 1989). Le capteur Hiris aura également des longueurs d'onde programmables entre 400 et 2 500 nm. Sa limite de résolution spatiale sera de 30 m au nadir. Le capteur possédera une résolution spectrale nominale de 10 nm.

3.2.3. Évaluation paramètre-capteur pour un zonage maricole

L'ensemble paramètre-capteur est évalué en terme d'un zonage maricole (tableau 3). Cette évaluation est basée sur une pondération subjective, qui est de 1 (bien), 2 (assez bien), 3 (passable) et «-» (non applicable).

Tableau 3. Possibilité de détection de paramètres environnementaux par les capteurs passifs pour un zonage maricole

		P h o t o s n o i r e t b l a n c	P h o t o s c o u l e u r s	P h o t o s i n f r a r o u g e s	C A S I	H R V p a n c h r o m a t i q u e	H R V m u l t i b a n d e s	T M v i s i b l e	T M t h e r m i q u e
Géomorphologie et sédimentologie	Géomorphologie émergée	1	1	1	1	1	2	3	3
	Évolution littorale	1	1	1	1	1	1	3	3
	Bathymétrie	3	3	-	2	3	2	2	-
	Sédiments en suspension	3	3	-	1	3	1	1	-
Physique	Température de surface	-	-	-	-	-	-	-	1
	Courants de surface	2	2	-	2	2	2	2	2
	Vagues (longueur d'onde-direction)	2	2	-	2	2	2	3	-
	Vagues (hauteur)	-	-	-	-	-	-	-	-
	Régimes des vents et tempêtes	-	-	-	-	-	-	-	-
	Panache d'eau douce	2	2	-	1	2	1	1	1
	Glaces et leur dérive	2	2	3	1	2	2	2	2
Biologie	Pigments chlorophylliens	-	-	-	1	-	2	2	-
	Algues toxiques	-	-	-	1	-	3	2	-
	Carbone organique dissous	-	-	-	-	-	-	-	-
	Algues intertidales	2	2	2	1	-	2	2	-
	Algues infralittorales	3	3	-	2	-	3	3	-
	Zones favorables de pêche	-	-	-	2	-	2	2	2
Chimie	Sources de pollution	3	2	3	1	2	1	2	2
Activités anthropiques	Structures et aménagements	1	1	1	1	1	1	2	2

(1 : bien, 2 : assez bien, 3 : passable, - : non applicable)

Tableau 3. Possibilité de détection de paramètres environnementaux par les capteurs passifs pour un zonage maricole (suite)

		A V H R R R	A V H R R R	A T S R	O C T S	O C T S	S e a W I F S	M o d i s
		v i s i b l e	t h e r m i q u e		v i s i b l e	t h e r m i q u e		
Géomorphologie et sédimentologie	Géomorphologie émergée	-	-	-	-	-	-	-
	Évolution littorale	-	-	-	-	-	-	-
	Bathymétrie	-	-	-	-	-	-	-
	Sédiments en suspension	3	-	-	2	-	2	2
Physique	Température de surface	-	1	1	-	1	-	-
	Courants de surface	2	2	-	-	-	2	2
	Vagues (longueur d'onde-direction)	-	-	-	-	-	-	-
	Vagues (hauteur)	-	-	-	-	-	-	-
	Régimes des vents et tempêtes	-	-	-	-	-	-	-
	Panache d'eau douce	3	3	3	3	3	3	3
	Glaces et leur dérive	3	3	3	-	-	3	3
Biologie	Pigments chlorophylliens	3	-	-	2	-	2	2
	Algues toxiques	3	-	-	2	-	2	2
	Carbone organique dissous	-	-	-	2	-	2	2
	Algues intertidales	-	-	-	3	-	3	3
	Algues infralittorales	-	-	-	3	-	3	3
	Zones favorables de pêche	3	3	3	2	3	2	2
Chimie	Sources de pollution	3	3	3	3	3	3	3
Activités anthropiques	Structures et aménagements	-	-	-	3	3	-	-

(1 : bien, 2 : assez bien, 3 : passable, - : non applicable)

L'évaluation tient compte des résolutions spatiale, spectrale et temporelle des capteurs et d'autres critères que nous verrons par la suite. Dans le cas de la photographie aérienne, elle est basée sur des photographies d'une échelle moyenne située entre le 1 : 10 000 et le 1 : 15 000.

Si l'utilisateur tient compte des résolutions spatiale, spectrale et temporelle, une à la fois, les capteurs actuels peuvent être classés selon cet ordre, du plus important au moins important:

- résolution spatiale : 1) CASI (1 m), 2) caméras photographiques, HRV panchromatique (10 m) au nadir, 3) HRV multibandes (20 m au nadir), 4) TM (30 et 120 m au nadir), 5) OCTS (700 m au nadir) et 6) ATSR, AVHRR (1 km² au nadir);

- résolution spectrale : 1) OCTS (12 bandes hyperspectrales dans le visible, le proche infrarouge et le thermique, présélectionnées pour l'estimation de la couleur de l'eau et de la température de l'eau de surface), 2) CASI (plusieurs bandes spectrales (15) dans le visible pour la couleur de l'eau, le carbone organique dissous «COD» est exclu puisque ce dernier absorbe la lumière dans la partie du spectre ultra-violet, qui ne figure pas dans le CASI), 3) TM (trois bandes spectrales dans le visible pour la couleur de l'eau «excepté le COD», plus une bande thermique pour la température de l'eau de surface), 4) AVHRR (une bande spectrale dans le visible pour la couleur de l'eau et plusieurs bandes dans le thermique pour la température de surface), 5) HRV (trois bandes spectrales dans le visible pour la couleur de l'eau), ATSR (trois bandes spectrales dans le thermique pour la température de l'eau de surface);

- résolution temporelle : 1) AVHRR (0,5 jour), 2) OCTS (3 jours), TM (16 jours), ATSR (20 jours) et HRV (26 jours). Le CASI et les caméras photographiques ne sont pas classés

dans cette catégorie puisque ce sont des capteurs aéroportés.

À la lumière de l'identification des paramètres environnementaux sur la mariculture, de l'importance relative de chaque paramètre pour les différentes zones aquicoles (tableau 1) et de l'importance relative des capteurs, il est nécessaire de considérer d'autres critères pour produire le tableau 3. Ces critères sont : 1) le coût relié aux opérations et la disponibilité des images compte tenu de la couverture nuageuse dans certaines régions, telles le golfe du Saint-Laurent et 2) la disponibilité et l'efficacité des algorithmes (empiriques et autres), développés avec ces capteurs pour estimer chaque paramètre.

Ce dernier critère est difficile à apprécier (en terme d'évaluation subjective) puisque ces algorithmes (rapport de bandes par exemple et leurs coefficients empiriques pour estimer les pigments chlorophylliens ou les algues intertidales) sont spécifiques à chaque région. Toutefois, dans le cas de la géomorphologie littorale émergée par exemple, le critère résolution spatiale du capteur est favorisé par rapport aux autres critères, tels que la résolution temporelle ou le coût relié à l'obtention des données. Par contre, dans le cas de la température, les critères résolution temporelle et disponibilité des algorithmes MCSST (*Multi-Channel Sea Surface Temperature*) sont des critères prédominant dans l'évaluation paramètre-capteur. Puisqu'on peut obtenir plusieurs images par jour (au moins quatre images avec le capteur AVHRR de la série NOAA-11, 12, 13 et 14), la couverture nuageuse n'est pas favorisée. Pour chaque thème, nous faisons l'évaluation paramètre-capteur.

A. Géomorphologie et sédimentologie

Les paramètres géomorphologiques et sédimentologiques nécessitent l'utilisation de capteurs de hautes résolutions spatiale et spectrale. Généralement, l'aspect qualitatif domine, sauf

pour la profondeur d'eau et les sédiments en suspension. L'aspect qualitatif réfère à la capacité de déterminer le trait de côte (ligne du rivage). Cependant, la précision cartographique est fonction du niveau de contraste entre les environnements aquatique et terrestre. Puisque l'eau absorbe fortement les longueurs d'onde infrarouge, l'utilisateur produit une image binaire à partir des bandes infrarouges de capteurs multibandes, tels HRV/XS et TM. Lorsque les zones intertidales sont larges (cas de la baie de Fundy en Nouvelle-Écosse par exemple), la ligne de rivage est représentée par la limite mouillée, qui est préférable à l'interface sol/eau. En effet, cette limite permet de distinguer les estrans courts et très courts (Lessard *et al.*, 1987).

L'étude de la géomorphologie et de l'évolution littorale à partir des données de télédétection passive n'est pas un exercice facile lorsque l'utilisateur considère l'aspect quantitatif. En effet, les matériaux ne sont pas toujours décelables de façon directe, même sur les photographies aériennes (Dubois et Gosselin, 1994). Certaines erreurs d'ordre technique ne permettent pas de déterminer avec exactitude la quantification effectuée à partir de photographies aériennes. Parmi ces erreurs, Grenier et Dubois (1990) ont noté les distorsions dues à la plate-forme ainsi qu'à la topographie du terrain et la disponibilité des données échelonnées sur une longue période pour quantifier l'évolution littorale, particulièrement des littoraux très dynamiques. De plus, le milieu littoral subit constamment les influences terrestre et marine. Les changements sont relativement rapides, ce qui cause des perturbations dans la nature spectrale des sédiments sur de longues sections de côte. Parfois, les vents et les vagues effectuent une homogénéité des sédiments de surface, ce qui amène une difficulté à distinguer les nuances dans les niveaux de gris dans les photographies et les images (Lessard *et al.*, 1987). Des algorithmes empiriques, basés sur des corrélations statistiques entre le substrat et les bandes spectrales du visible au proche infrarouge, ont été développés par Shuchman et Rea (1981). L'application de ces algorithmes à différents types de substrat permet de déterminer la minéralogie et la taille des sables de plage. Bien

entendu, ces algorithmes présentent un niveau de précision relativement intéressant si et seulement si les plages sont homogènes.

Lessard *et al.* (1987) ont présenté plusieurs étapes dans l'extraction de l'information quantitative des images à haute résolution spatiale : 1) l'utilisateur distingue les dépôts meubles et stables, 2) puis recherche une plus grande précision sur la géologie et la minéralogie des dépôts, sur les formes d'érosion et d'accumulation ainsi que sur leur disposition et niveau de stabilité et 3) par la suite identifie les structures anthropiques et le degré d'artificialisation du littoral. Les études réalisées par Wang et Verger (1985) et par Verger *et al.* (1987) sont parmi des exemples qui ont montré l'utilité et l'efficacité des photographies aériennes et des images HRV/P et TM dans la classification des dépôts littoraux et dans l'étude du régime des côtes sableuses de la Pointe d'Arçay (Vendée, France). Ce dernier aspect, relié à l'évolution littorale implique la disponibilité d'une série temporelle d'images, où l'intervalle de temps est régulier. La superposition de l'information multi-temporelle permet d'estimer l'évolution littorale et de quantifier les taux d'érosion et d'accumulation (St. Martin, 1993). Le choix du type d'information (photographies aériennes ou images multibandes) dépend de leur disponibilité et de la précision recherchée.

La profondeur d'eau est déterminée, en partie, par les caméras photographiques en noir et blanc ou couleurs et par les capteurs à haute résolution spatiale, comme le CASI et HRV, mais de façon qualitative (deux ou trois classes de profondeur). L'observation des milieux immergés est restreinte à des longueurs d'onde situées entre 0,4 et 0,7 μm . Les algorithmes bathymétriques utilisent la méthode à une bande spectrale ou la méthode multibande (Clark *et al.*, 1990; Mouchot *et al.*, 1996). Dans la première méthode, l'utilisateur suppose que la réflectance du fond est constante sur l'ensemble de l'image, de même que les différents paramètres optiques (coefficients d'atténuation). La méthode multibande (deux ou plusieurs bandes spectrales) est utilisée pour minimiser l'effet de l'hétérogénéité du fond. L'obtention

d'une précision des mesures adéquate nécessite deux conditions principales : 1) la surface aquatique doit être calme et 2) la présence d'une faible concentration en particules en suspension.

Plusieurs capteurs ont été utilisés pour quantifier les sédiments en suspension (HRV/XS, TM et AVHRR). Les algorithmes sont généralement d'ordre empirique ou semi-analytique (Stumpf, 1987; Stumpf and Pennock, 1989; Tassan and Ribera d'Alcalá, 1993) et sont basés sur des régressions simples ou logarithmiques entre les prélèvements *in situ* et les réflectances mesurées par le capteur. La précision tient compte de certains critères, tels l'influence de l'atmosphère ou du bruit instrumental (Whitlock *et al.*, 1981) et l'erreur est généralement inférieure à 50 % pour des eaux peu turbides (Tassan, 1994). Il faut noter que l'aspect qualitatif est relativement intéressant si l'utilisateur ne dispose pas de prélèvement *in situ* pour la mesure des concentrations des sédiments en suspension. L'étude de Lindell *et al.* (1985) avec le capteur MSS (*Multi-Spectral Scanner*) de Landsat, couplé à des mesures de la transparence de l'eau au moyen du disque de Secchi, permet de produire une image dans laquelle les teintes de gris sont fonction de la turbidité.

B . Paramètres physiques

La température de l'eau de surface peut être extraite des images de télédétection satellitaire des capteurs AVHRR de NOAA (Lathrop and Lillesand, 1986), TM de Landsat-5 (Khorram *et al.*, 1991; Lathrop and Lillesand, 1986, 1987), ATSR d'ERS-1/2 (Gu *et al.*, 1994; Minnett, 1988) et plus récemment à partir d'OCTS de ADEOS. La haute résolution temporelle du capteur AVHRR, le faible coût des données et les algorithmes développés avec ses bandes thermiques, confèrent au capteur des atouts majeurs dans le domaine océanographique. La région spectrale utilisée pour quantifier les températures de surface est

l'infrarouge thermique (8 à 14 μm). Dans ce spectre, les équations, de transfert radiatif, sont basées sur le concept de corps gris et de corps noir. Un corps noir est un corps théorique qui absorbe la totalité du rayonnement électromagnétique qu'il reçoit, puis le réémet en totalité, en fonction de la longueur d'onde et de sa température interne. La surface aquatique est un corps gris qui absorbe le rayonnement, mais qui le réfléchit et le transmet également. Puisque l'émissivité (rapport entre l'énergie émise par un corps gris et un corps noir) est égale à 1 dans l'infrarouge thermique pour l'eau, l'énergie émise est surtout fonction de la température à la quatrième puissance (loi de Stefan-Boltzman). Le signal mesuré au capteur est transformé en température de brillance ou apparente à l'aide de la loi de Planck, puis en température absolue (Bonn et Rochon, 1992). Il faut noter que la température mesurée au capteur est relative et doit être corrigée de l'influence atmosphérique. La méthode de correction, de type *Multi-Channel Sea Surface Temperature* (MCSST) est généralement utilisée. Cette méthode est basée sur des algorithmes empiriques, qui mettent en relation les mesures *in situ* de la température et les mesures acquises au capteur. L'effet atmosphérique est corrigé par différenciation des températures dans deux ou trois bandes spectrales (Anding and Kauth, 1970). À l'aide de cette méthode, l'utilisateur peut déterminer la température de surface avec un écart-type inférieur à 0,6 °C (Pichel *et al.*, 1991, 1995). Cependant, cette température correspond à une pellicule millimétrique de la surface aquatique, elle n'est représentative de la tranche d'eau que si celle-ci est homogène sur une certaine profondeur.

L'analyse de séries temporelles d'images de températures de surface (AVHRR) permet d'obtenir une estimation : 1) quantitative des courants de surface, en évaluant le déplacement des patrons thermiques visibles (Larouche et Lavoie, 1996) et 2) qualitative de la distribution de certains phénomènes océanographiques, comme les courants cycloniques et anticycloniques ainsi que les fronts et les résurgences d'eau froide (Lacroix *et al.*, 1985; Njoku *et al.*, 1985). Par exemple, les informations sur les résurgences sont utilisées pour

déterminer le moment propice pour relâcher vers la mer les jeunes saumons élevés en éclosure afin d'augmenter leurs chances de survie (Laurs, 1989). Il est important de noter que les capteurs de haute résolution spatiale, tels le CASI et les photographies aériennes, sont une ressource complémentaire à l'échelle régionale fournie par l'AVHRR. À titre d'exemple, Hunter et Hill (1980) ont utilisé deux séries de photographies couleurs, prises à 25 minutes d'intervalle pour calculer les vitesses du courant (en relation avec la turbidité de l'eau). L'étude permet également de déduire certains processus côtiers, comme la dérive littorale.

Les vagues (sens large) sont estimées en termes de longueur d'onde, direction, hauteur et vitesse. Elles n'ont pas une signature ou un comportement spectraux. Leur détection est fonction de la réflexion spéculaire du rayonnement en direction du capteur. Cette réflexion induit un contraste important entre les pixels présentant un «effet miroir» et leur environnement et révèle ainsi les trains de vagues. Ces derniers sont mis en évidence grâce aux outils d'analyse des formes et des gradients (squelettisation, rehaussement de contraste). Certaines informations comme la diffraction des vagues sont extraites des photographies aériennes et des images multibandes de haute résolution spatiale du capteur HRV (Cuq, 1989).

Les panaches d'eau douce sont caractérisés par leur étendue et leur orientation, lesquelles sont contrôlées par le débit d'eau douce et les processus côtiers (vents, vagues, courants, marée). Ces structures, observées sur les images multibandes permettent d'identifier et de déterminer le panache d'eau douce à travers ces propriétés physico-chimiques, soit la température, la salinité et le seston total (Duffus and Press, 1981; Davis and Charlton, 1986). Les dimensions réelles du panache sont toujours sous-estimées puisqu'on ne peut déterminer son extension verticale, ni délimiter avec précision la zone de mélange entre les eaux douces et marines.

La méthode d'analyse des glaces marines à partir des images de télédétection passive comprend : 1) la description de la présence ou l'absence de glaces, 2) l'étendue, la vitesse et la direction de leur déplacement et 3) l'épaisseur et l'interaction avec le littoral. L'utilisation des photographies aériennes est intéressante, mais seulement à une échelle locale. L'utilisateur ne peut donc déterminer les mouvements et la direction des glaces, critères importants vis-à-vis des structures aquicoles. Les images HRV et surtout TM présentent une vision synoptique à une échelle moyenne pour décrire l'étendue des glaces. De la même façon que les photographies aériennes, le suivi des mouvements est limité par la résolution temporelle (HRV = 26 jours, TM = 16 jours) et la couverture nuageuse dans les régions nordiques, tel le Canada. L'étendue et la dérive des glaces nécessitent donc des capteurs, comme AVHRR, fournissant plusieurs images par jour (Ninnis *et al.*, 1986). Bien entendu, l'utilisateur perd la résolution spatiale, utile pour estimer le déplacement des blocs de glace et des banquises.

C. Paramètres biologiques

Les pigments chlorophylliens et les algues toxiques absorbent le rayonnement électromagnétique dans plusieurs fenêtres du spectre visible (Bidigare *et al.*, 1990) et de ce fait ne sont pas décelables sur les photographies aériennes (noir et blanc et couleurs). Les capteurs multibandes (CASI, HRV/XS, TM, AVHRR, OCTS, SeaWiFS et Modis) semblent être adéquats, mais le choix du capteur (résolutions spatiale, temporelle et spectrale) dépend de l'application spécifique. L'information recherchée est soit qualitative (répartition et cartographie de la couleur de l'eau), soit quantitative (estimation des concentrations). Les algorithmes empiriques, basés sur des régressions statistiques entre les mesures *in situ* et une ou plusieurs bandes spectrales sont les plus connus et les plus utilisés (Clark, 1981; Gordon *et al.*, 1983). La précision (ou l'écart-type) est inférieure à 50 % pour les eaux turbides (cas

II) (Tassan, 1994).

Les concentrations en carbone organique dissous sont difficiles à estimer par télédétection passive. Ceci est dû à la forte absorption de ce paramètre dans la bande allant de 400 à 425 nm, qui ne figure pas parmi les bandes du capteur CASI, ni parmi celles d'HRV/XS et de TM. Les capteurs OCTS, SeaWiFS et Modis possèdent une résolution spectrale et un signal sur bruit qui semblent être suffisants pour quantifier le carbone organique dissous (Lyon and Willard, 1993).

Les algues intertidales et infralittorales sont caractérisées par télédétection passive en terme de calcul de la superficie du couvert algal et en terme de biomasse et de distinction des espèces (Lambert, 1992). Les macrophytes intertidales peuvent être cartographiées et quantifiées grâce à des corrélations statistiques entre une ou plusieurs bandes spectrales et des échantillonnages *in situ* (Lambert, 1992; Lavoie *et al.*, 1989; Richard, 1992; Tassan, 1992; Belsher *et al.*, 1996). Une surestimation de la biomasse est observée si l'utilisateur ne tient pas compte des conditions atmosphériques (Habbane *et al.*, 1995). Les capteurs doivent posséder une fine résolution spatiale puisque la zone intertidale ne couvre généralement que quelques mètres. La quantification des macrophytes infralittorales présente des difficultés liées soit à l'atténuation de la lumière dans l'eau, soit à la présence en grande quantité de matières particulaires en suspension (Lambert, 1992). Des études effectuées par Lavoie *et al.* (1985) à l'aide de photographies noir et blanc et couleurs ont permis de calculer la superficie, mais la détection se limite à 6 m de profondeur. Les mêmes résultats sont obtenus par le capteur HRV/XS et TM (Lambert, 1992, Belsher *et al.*, 1996).

La mobilité des bancs de poissons complique la cartographie et la répartition des espèces par télédétection passive. Malgré ces limitations, des zones favorables à la pêche ou plutôt des zones privilégiées par diverses espèces de poissons sont déterminées de façon indirecte,

en relation avec certains paramètres physiques comme les gradients horizontaux de température (Laurs, 1989; Hudon *et al.*, 1991; Kifani et Gohin, 1992).

D. Paramètres chimiques et activités anthropiques

La salinité, le pH et l'oxygène dissous nécessitent des mesures *in situ* et de ce fait ne sont pas estimés par télédétection passive. En revanche, les sources de pollution, notamment les rejets industriels, les nappes d'huile ou d'hydrocarbures peuvent être déterminées de façon qualitative (localisation géographique) et quantitative (étendue et dimension). Ces deux aspects nécessitent des caméras photographiques et des capteurs multibandes de haute résolution spatiale (HRV, CASI). La signature spectrale des sources de pollution est généralement le résultat d'une combinaison de propriétés électromagnétiques de chaque type de polluant.

Par leur propriété électromagnétique, les structures et les aménagements se caractérisent par un fort contraste par rapport à l'environnement naturel. Cet aspect qualitatif est également décelable pour les marinas, les installations portuaires et les larges structures de protection. Les capteurs de haute résolution spatiale et en particulier les photographies aériennes sont les plus utilisés (Hill and Worthy, 1985; Dubois, 1985). Leur choix dépend principalement de l'échelle et du coût.

E. Choix de capteur(s)

Les capteurs mentionnés précédemment offrent une vue synoptique des processus côtiers et des paramètres. Cependant, il demeure utopique d'assumer que tous ces capteurs peuvent

être utilisés en même temps pour effectuer un zonage maricole. Les problèmes de coût et de disponibilité des images, d'étalonnage, de trajectoire des capteurs, de fréquence temporelle de détection ainsi que d'étendue de la région d'étude incitent à un compromis sur le choix d'un capteur ou d'au plus deux capteurs. Dans les cas des capteurs optiques, les faibles distorsions, bien moindres que celles des photographies aériennes, permettent d'obtenir des images demandant peu de redressements géométriques (Tricart *et al.*, 1996). Il faut choisir des solutions de compromis : compromis entre la fidélité géométrique des images satellitaires optiques et les conditions nuageuses, compromis entre la limite de résolution spatiale (HRV, TM) et la limite de résolution temporelle (AVHRR). Verger (1996) soutient que la connaissance des houles à la côte à partir des données HRV ou TM est cependant limitée aux périodes de ciel découvert, alors que les effets les plus importants des houles ont plutôt lieu lors des tempêtes liées au ciel couvert. Cependant, le zonage d'une région potentielle au développement maricole nécessite l'identification de paramètres environnementaux minimaux. La synthèse des tableaux 1, 2 et 3 permet de cibler des paramètres plus significatifs (critiques), en fonction de la zone maricole. Les capteurs actuels, comme TM ou HRV, semblent être adéquats pour extraire la majorité des paramètres pour un zonage maricole. Toutefois, ces capteurs ne possèdent pas une résolution temporelle suffisante pour tenir compte du dynamisme et de la variabilité de basse fréquence des processus marins (résurgences d'eau froide, effet des tempêtes, etc.).

Quelques études seulement ont utilisé la géomatique pour des fins de sélection de sites aquicoles (Loubersac, 1985; Kapetsky *et al.*, 1987, 1990; FAO, 1989, 1991). Dans ces études, les auteurs n'ont pas mis en évidence le choix des paramètres, ni celui du capteur utilisé. De plus, les auteurs ne tiennent pas compte de l'importance relative de chaque paramètre pour produire l'image du potentiel aquicole.

Si l'utilisateur tient compte d'un zonage maricole mésoéchelle (1-100 km), le capteur

AVHRR, par sa résolution temporelle et par la disponibilité des images, peut être adéquat dans le cadre d'un processus décisionnel à référence spatiale pour la mariculture. Il offre la possibilité : 1) d'estimer la température de l'eau de surface avec une précision satisfaisante et 2) d'appréhender l'aspect synoptique des mouvements des masses d'eau. Ce choix sera amplement justifié dans l'étape de structure.

3.3. Étape de structure

Dans l'étape de structure, nous mettons l'accent sur deux sous-étapes : 1) l'adoption d'un scénario en trois niveaux et multi-échelle et 2) l'estimation ainsi que l'analyse spatio-temporelle des paramètres reliés à la mariculture.

3.3.1. Adoption d'un scénario d'analyse

À la lumière de l'analyse et de l'évaluation des paramètres, de leur importance relative par rapport aux différentes zones maricoles et du choix du capteur, la problématique de choix de sites maricoles à l'aide de la télédétection passive peut être élaborée selon trois niveaux.

Au premier niveau, l'utilisateur doit tenir compte des paramètres les plus significatifs (critiques) pour produire la carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole; ces paramètres peuvent être de trois groupes principaux : a) les caractéristiques des masses d'eau (température et salinité), b) la circulation générale (courants) et c) la disponibilité de la nourriture (pigments chlorophylliens).

À ce niveau, l'échelle spatiale est un compromis entre la résolution du capteur et la

répartition des mesures *in situ*, puisqu'il n'existe pas à l'état actuel un capteur capable de mesurer les paramètres du niveau 1, tous à la fois. La limite de résolution spatiale de 1 km², soit celle du capteur AVHRR est adoptée à ce niveau. Cette limite semble être réaliste si l'utilisateur tient compte d'un zonage maricole régional.

Au deuxième niveau, le décideur modifie la carte préliminaire régionale en utilisant les informations disponibles sur les autres paramètres; ces derniers sont : a) la géomorphologie littorale, b) la bathymétrie, c) les sédiments en suspension, d) les sédiments du fond, e) les vents et les vagues, f) la marée, g) l'influence des décharges fluviales, h) les glaces marines, i) le carbone organique dissous, j) les algues, k) les aires de pêche et l) les sources de pollution.

À ce niveau, la limite de résolution spatiale est inférieure ou égale à 1 km². Cette résolution peut être augmentée puisque les paramètres qui y sont inclus peuvent être estimés à une résolution inférieure à 1 km². Par exemple, la géomorphologie littorale peut être déterminée à partir de photographies aériennes à une limite de résolution de 10 à 20 m.

Au troisième niveau, le décideur rencontre l'ensemble des intervenants (entrepreneur, associations, gouvernement, etc.) pour réaliser une expertise de site; lors de cette dernière, l'utilisateur met l'accent sur les structures et les aménagements portuaires et sur l'impact environnemental et social de l'implantation d'une activité maricole. L'expertise de site inclut également le choix de structures aquicoles (cages flottantes, filières, etc.) et l'adaptation d'une ou plusieurs espèces à élever ou à cultiver selon la technique maricole choisie. Ce niveau nécessite beaucoup de travail en concertation avec les biologistes aquicoles et les ingénieurs civils. Il dépasse largement le cadre de cette étude; en conséquence, ce niveau ne fera pas l'objet de notre thèse. À ce niveau, l'utilisateur doit travailler à une microéchelle (< 1 km), à partir de mesures *in situ*.

La résolution temporelle (haute et basse fréquences et saisonnière) est préservée dans les trois niveaux.

Il est important de souligner que le décideur peut élaborer un scénario d'analyse inféodé à chaque zone maricole, intertidale, sublittorale ou infralittorale des eaux de surface, intermédiaire ou profonde. Le scénario d'analyse à trois niveaux, avec ou sans données de télédétection passive est toujours préservé. D'ailleurs, même dans l'approche «aquiculture-mesures *in situ*», les auteurs, dont Côté *et al.* (1993, 1994) et Claereboudt *et al.* (1994), ont pris en considération les paramètres que nous avons mentionnés au niveau 1, particulièrement, la température, la salinité, les courants et les concentrations en pigments chlorophylliens. Cependant, le choix des sites aquicoles dans les zones maricoles intertidale et infralittorale par télédétection passive, même à une échelle régionale, doit être documenté par des données de résolution spatiale fine, généralement de l'ordre de 10 à 30 m. Ceci, représente une limite de l'approche «aquiculture-télédétection», avec le capteur AVHRR, de limite de résolution spatiale supérieure ou égale à 1 km². Cependant, notre proposition d'hierarchiser le PDRS pour la mariculture en trois niveaux est justifiée par le fait même de notre approche par les décisions et non pas par les données. En effet, jusqu'à présent les recherches sont réalisées au moyen de l'approche par les données, selon laquelle l'utilisateur effectue un inventaire des informations disponibles sans mettre l'accent sur la préparation de la décision. Ce scénario à trois niveaux prône également l'approche «aquiculture-télédétection», au lieu de l'approche «aquiculture-mesures *in situ*», où le décideur effectue des tests dans une ou deux stations, distantes de quelques kilomètres (Côté *et al.*, 1994; Claereboudt *et al.*, 1994). La dimension des sites est égale à celle du positionnement de l'instrument et dans certains cas, cette dimension est égale à celle des structures maricoles, telles les filières flottantes (Thomas, 1996). Cette dimension est donc inférieure à 1 km². À cause des limites instrumentales que la télédétection offre (images AVHRR) et d'autres limites (disponibilité des données sur les autres paramètres, dimension géographique de la

région, etc.), le décideur ne peut à l'état actuel produire une carte préliminaire régionale d'indices du potentiel aquicole à une échelle inférieure à celle de 1 km². Cette carte préliminaire produite au niveau 1 représente un premier résultat ou une «décision» en terme de PDRS. Bien entendu, cette carte peut être modifiée et raffinée à une échelle locale (niveaux 2 et 3). Cette stratégie décisionnelle (scénario à trois niveaux) n'a pas été adoptée dans les études antérieures (St. Martin, 1993; Sudarshana *et al.*, 1993), puisque ces auteurs n'ont pas évalué les paramètres pour dégager les plus significatifs (critiques) et ne tiennent pas compte de la dimension temporelle du milieu (variation rapide des processus côtiers).

3.3.2. Estimation et analyse spatio-temporelle des paramètres

Il est souhaitable de réaliser, de façon conjointe et simultanée, l'ensemble des mesures, soit par télédétection passive satellitaire et *in situ*. Pour un zonage maricole régional (niveau 1), le capteur doit posséder une résolution temporelle suffisante pour tenir compte de la dynamique du milieu et de la variabilité de l'échelle temporelle des processus marins. Dans ce sens, nous avons suggéré la possibilité d'utilisation du capteur AVHRR. Toutefois, les paramètres du niveau 1 ne peuvent tous être estimés à partir des images obtenues par le capteur. Certains paramètres, comme la salinité et les courants, exigent des mesures *in situ*. De plus, les limites physiques du capteur (températures de surface qui ne représentent qu'une couche mince de surface et sa limite de résolution spatiale de 1 km²), imposent l'utilisation de données complémentaires pour couvrir les zones maricoles intertidale, sublittorale et infralittorale des eaux intermédiaire et profonde. En terme d'échelle spatiale, la recherche et la décision en matière de sélection de secteurs potentiels maricoles supposent l'utilisation de données nombreuses et variées, produites et disponibles à diverses échelles spatiales. Il s'agit de reporter toutes ces données sur une grille de référence commune. Cette grille est susceptible de prendre en compte l'ensemble des phénomènes retenus tout en

perdant un minimum d'informations.

Les informations sont analysées en fonction d'une limite de résolution spatiale de 1 km² au niveau 1 et à une échelle spatiale beaucoup plus fine au niveau 2. Ce choix tient compte de la répartition des stations d'échantillonnage et de la résolution spatiale des images AVHRR. Parallèlement, nous avons opté pour une résolution temporelle de basse fréquence (2 à 10 jours) et saisonnière, même si la résolution de haute fréquence (passage d'un cyclone) peut avoir un effet significatif sur les processus côtiers (El-Sabh and Ingram, 1995; Lavoie et El-Sabh, 1996; Tamigneaux, 1996).

A. Paramètres du niveau 1

a. Température de l'eau de surface

D'après nos exigences sur la fréquence d'acquisition des températures de surface, ce sont les images AVHRR qui peuvent fournir les informations les plus adéquates. Le choix des images AVHRR à utiliser est basé sur leur disponibilité et particulièrement sur l'absence de couverture nuageuse. Avec ces images, nous décrivons la masse d'eau de surface et son évolution dans l'espace et le temps (figure 3). Par la suite, ces images sont transformées en températures de surface en utilisant la méthode *MCSST*, puis corrigées géométriquement. La méthode *MCSST* a été développée essentiellement pour les surfaces aquatiques et a été suggérée la première fois par Anding et Kauth (1970), sous le nom de *Split Window*. Les équations multivariées utilisées dans ce projet proviennent des études de Pichel *et al.* (1991, 1995). L'application de ces équations empiriques aux images AVHRR de NOAA 11 et 12 permet d'estimer la température de surface avec un écart-type inférieur à 0,6 °C (Pichel *et al.*, 1991, 1995). Une synthèse de cette méthode de correction atmosphérique est décrite en

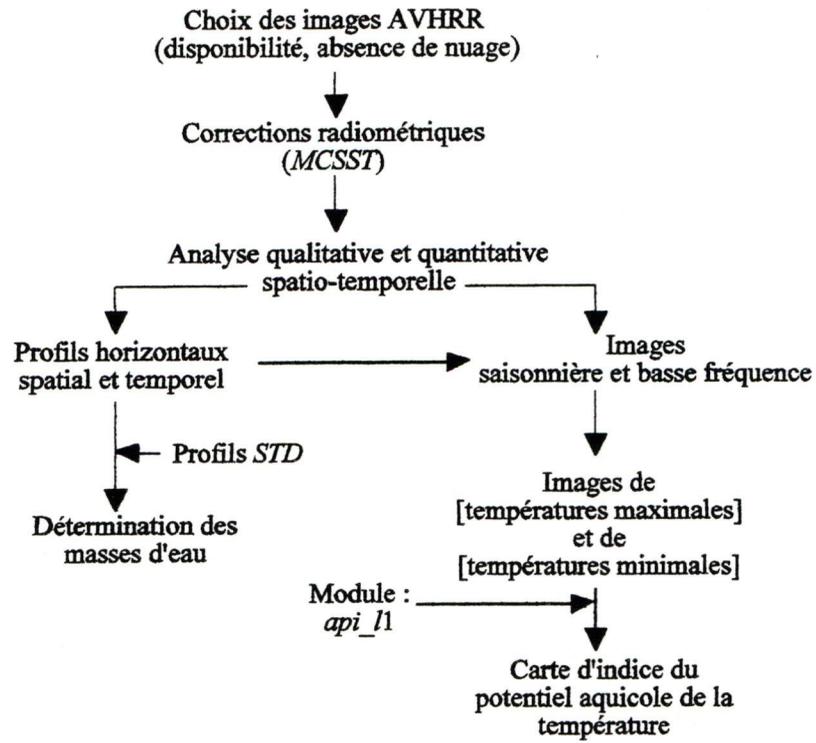


Figure 3. Organigramme de traitement spatio-temporel des images AVHRR

annexe.

L'analyse qualitative et quantitative des images AVHRR de températures de surface tient compte tant des variations temporelle que spatiale. À partir d'images AVHRR, l'utilisateur réalise des profils dans les axes transversaux et longitudinaux au trait de côte pour cerner la variabilité et les caractéristiques des masses d'eau de surface. Par la suite, il peut calculer les paramètres statistiques (moyenne, écart-type, etc.) de toute l'image ou d'un polygone situé dans l'axe transversal de la côte. Ce polygone est commun à une série d'images que l'utilisateur définit au préalable. Enfin, il génère un graphique de la variation de la température moyenne de surface du polygone en fonction du temps et de l'espace. L'analyse temporelle a pour objectif de cerner les variations saisonnières (printemps, été et automne) et, les fluctuations de basse fréquence (≥ 2 jours). L'analyse spatiale permet d'identifier les secteurs homogènes et hétérogènes, le long du littoral. L'ensemble de ces analyses, tant spatiales que temporelles permet au décideur de produire des images «types» des situations saisonnière et de basse fréquence.

Il faut rappeler que l'analyse des images AVHRR doit être appuyée par des données complémentaires, qui sont obtenues à l'aide de profils STD (*salinity, temperature, depth*). Avec ces derniers, l'utilisateur décrit et détermine la variation de la température et de la salinité dans les masses d'eau plus profonde.

b. Salinité

Les données de salinité proviennent de mesures *in situ* (précision de $\pm 0,11$ ‰ avec les courantomètres *Aanderaa*) et peuvent couvrir une échelle temporelle saisonnière, de basse ou de haute fréquence. La méthode d'analyse des données est décrite sur l'organigramme

de la figure 4. Selon ses besoins d'analyse, le décideur a le choix de produire deux types d'informations : 1) des images de valeurs moyennes journalières et mensuelles ou 2) des images de basses fréquences. Dans ce dernier cas, un filtre passe-bas d'une fréquence de coupure supérieure à 40 h peut être appliqué aux données horaires de courant et de salinité. Puis, l'utilisateur effectue des moyennes sur 2, 5 et 10 jours pour chaque station. Par la suite, il interpole pour produire une carte de valeurs moyennes sur une période de basse fréquence de 2, 5 et 10 jours. Enfin, l'utilisateur compare les images produites pour déceler si les mêmes patrons dans l'espace-temps se répètent (fluctuations de basse fréquence).

De la même façon que la température de surface, la limite de résolution spatiale de ces cartes est de 1 km². Il est intéressant de noter que, lorsque les données sont homogènes et sans structure spatiale particulière, un estimateur linéaire simple (interpolation linéaire) permet de représenter les variables étudiées (Mangapi, 1994).

c. Courants

L'analyse de séries temporelles d'images de températures de surface permet d'obtenir une estimation des courants de surface en évaluant le déplacement des patrons thermiques visibles (Larouche et Lavoie, 1996). Toutefois, ces informations ne représentent que la surface de l'eau et des données complémentaires sur le comportement des courants en profondeur sont donc nécessaires. Ainsi, des mesures *in situ* peuvent être effectuées à l'aide de courantmètres. La méthode d'analyse des courants est la même que celle de la salinité.

Il est important de noter que la vitesse V est décomposée en U (composante parallèle au trait de côte) et V (composante perpendiculaire au trait de côte), pour déterminer le sens de l'écoulement du courant.

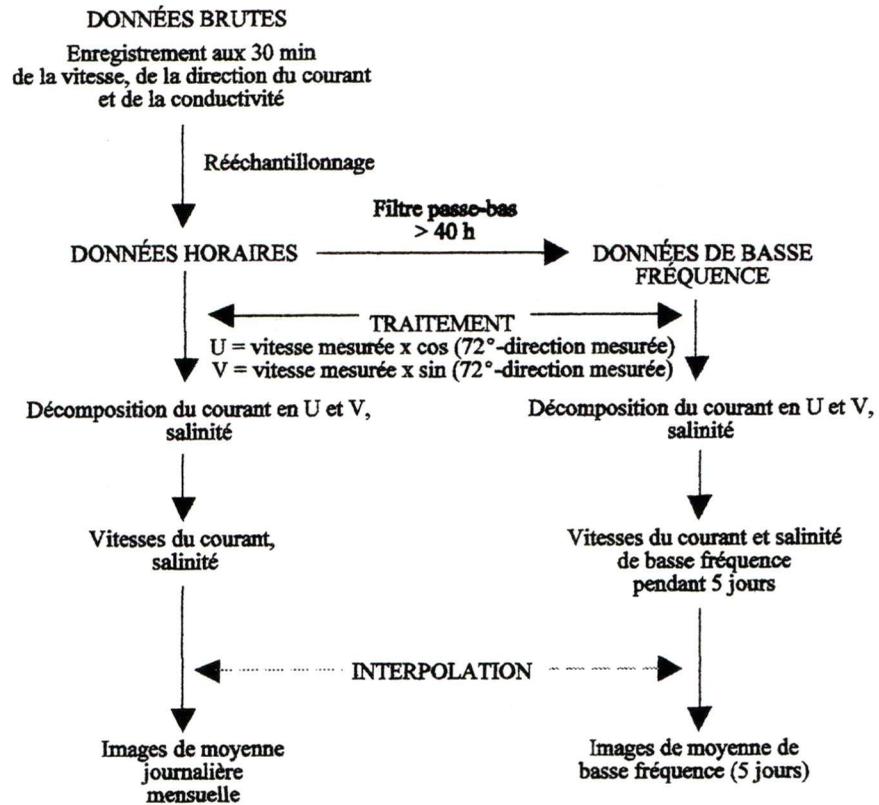


Figure 4. Organigramme de traitement des données de courantométrie :
exemple Aanderaa RCM 4 et 7

Les équations utilisées sont standard et proviennent du guide océanographique du traitement du courant. La direction de 72° peut être remplacée par 120° par exemple si le trait de côte a cette dernière direction.

d. Pigments chlorophylliens

Les concentrations en pigments chlorophylliens (de même que celles en carbone organique dissous et en sédiments en suspension) peuvent être déterminées à partir de deux méthodes, soit directe et indirecte. La méthode directe consiste à effectuer des prélèvements *in situ* d'un certain volume d'eau (généralement ≥ 1 litre) pour la détermination en laboratoire des concentrations. La méthode indirecte consiste à effectuer des mesures spectroradiométriques à la surface ou dans la couche euphotique d'eau. Les deux méthodes sont généralement effectuées de façon simultanée pour pouvoir comparer leurs extrants. En fonction de l'étendue de la région d'étude et de l'intérêt du décideur, l'échantillonnage et l'analyse doivent être réalisés de telle façon à couvrir une échelle «espace-temps» identique aux paramètres décrits précédemment.

De façon générale, un échantillon par station peut être prélevé, entre 1 et 3 m de profondeur. Les échantillons doivent être préservés selon les méthodes standard décrites par Strickland et Parsons (1972) et par Tupas *et al.* (1994). Les concentrations en pigments chlorophylliens peuvent être déterminées avec la méthode fluorométrique décrite par Parsons *et al.* (1984). De la même façon que les autres paramètres, des cartes de 1 km^2 de limite de résolution spatiale peuvent être déterminées par interpolation linéaire.

B. Paramètres du niveau 2

Les paramètres du niveau 2 englobent la géomorphologie littorale, la bathymétrie, les sédiments du fond, les sédiments en suspension, les marées, les vents, les vagues, le débit d'eau, les glaces, le carbone organique dissous, les algues, les aires de pêche et les sources de pollution. Nous avons établi que certains de ces paramètres peuvent être déterminés avec des caméras et des capteurs passifs. Cependant, il est intéressant de noter que la majorité de ces paramètres peut provenir de banques de données gouvernementales, paragouvernementales et universitaires. Ces institutions utilisent généralement les prélèvements et les mesures *in situ*.

Il faut noter que le nombre de paramètres du niveau 2 dépend essentiellement de deux éléments : 1) la région d'étude et ses conditions particulières et 2) l'importance relative de chaque paramètre par rapport aux différentes zones maricoles (tableau 1). Selon ces éléments, le décideur doit estimer et analyser les paramètres du niveau 2 de façon à minimiser les pertes en informations causées par leur format «espace-temps».

Dans cette section, l'accent sera mis sur des exemples d'analyses pouvant être effectuées sur les vents, les vagues, les glaces et les aires de pêche. Les autres paramètres, telle la bathymétrie sont disponibles dans certains ministères (Garde côtière canadienne, Pêches et Océans Canada, etc.).

a. Régime des vents

Généralement, les données sur les vents (vitesse et direction) sont fournies par les organismes gouvernementaux, tel le Service atmosphérique du Ministère de l'environnement

du Canada, dans le cas de la baie des Chaleurs. Ces données horaires proviennent de plusieurs stations (Charlo, Miscou) et couvrent les périodes saisonnière et interannuelle. Les données peuvent être traitées de la même façon que les courants. La procédure consiste : 1) à décomposer les vitesses selon les composantes U (parallèle à la côte) et V (perpendiculaire à la côte) et 2) à calculer la force du vent (stress du vent).

La tension du vent (*wind stress*, unité Pa), exprime la force due aux gradients de pression; elle est égale au coefficient du frottement de l'air sur l'eau C, multiplié par la densité de l'air ρ_a et par le carré de la vitesse du vent W (m.s⁻¹) (Forrester, 1983) :

$$\tau = C \rho_a W^2$$

Par la suite, le décideur peut produire des images de la vitesse, de la direction et du stress du vent. Bien entendu, la résolution spatiale de ces images dépend du nombre de stations météorologiques disponibles.

b. Vagues

Il existe une variété d'ondes engendrées à la surface de l'eau, allant des ondes de tempête de longue période aux ondes capillaires de courte période. Cette étude se limite aux vagues de vent, lesquelles font partie des ondes de gravité. Comparativement aux autres processus océanographiques, il existe peu d'enregistrements de vagues. Dans le golfe du Saint-Laurent, il y a peu de stations auxquelles des enregistrements ont été effectués pour plus de deux années (Ouellet, 1982). Le coût élevé associé à la mesure des vagues en est probablement la cause principale. Comme les données météorologiques (vitesse du vent, fetch) sont présentement disponibles sur de longues périodes, il est possible d'élaborer des

méthodes permettant de prédire les caractéristiques des vagues à partir de ces données. Par sa simplicité, la méthode de Bretschneider (1973) est la plus utilisée en Amérique du Nord. Les équations de la hauteur significative $H_{1/3}$ (moyenne du tiers supérieur des plus hautes vagues dans un train d'ondes donné, unité = m) et de la période significative T (s) peuvent s'écrire :

$$H_{1/3} = \frac{0,283 U^2}{g} \tanh \left[0,0125 \left(\frac{g F}{U^2} \right)^{0,42} \right]$$

$$T = \frac{2\pi U}{g} \tanh \left[0,077 \left(\frac{g F}{U^2} \right)^{0,25} \right]$$

où U est la vitesse du vent ($m.s^{-1}$), F la longueur du fetch (m) et g l'accélération due à la gravité ($m.s^{-2}$).

Cette technique permet de prédire, à partir des données de vent, les hauteurs significatives des vagues, soit pendant une tempête ou soit sur une base horaire pour une région donnée. Par la suite, différentes statistiques peuvent être tirées selon les applications (moyenne mensuelle, écart-type journalier, etc.). La précision des données sur les vagues dépend de la méthode utilisée. Ainsi, pour des enregistrements *in situ*, à l'aide d'houlographes ou de bouées accélérométriques, la précision est de $\pm 20 \%$ (Ouellet, 1982). Le format «espace-temps» doit être le même que pour les vents.

c. Couverture de glace

La présence de la glace durant les mois d'hiver dans les pays nordiques, tels le Canada et

la Norvège, limite considérablement l'installation de structures aquicoles (cages flottantes pour les poissons, filières pour les moules, etc). La plus importante conséquence de cette présence de glace est la destruction de ces structures, particulièrement lors de la fonte printanière par les déplacements des blocs de glace. Une des solutions probables à ce problème est d'envisager l'immersion des structures. De la même façon que pour les vents, les données sur la couverture de glace proviennent des institutions gouvernementales, tel le Ministère de l'environnement du Canada. L'analyse de ces données s'effectue en fonction des dates d'apparition et de disparition de la glace, de leur stade de formation ainsi que de leur forme (tableau 4).

Tableau 4. Descripteurs utilisés par le Service des glaces du Ministère de l'environnement du Canada

Concentration	Stade de formation : épaisseur (cm)	Forme des glaces
1/10 à 3/10 4/10 à 6/10 7/10 à 9/10 10/10	0 - 10 (code 1) 10 - 15 (code 4) 15 - 30 (code 5) 30 - 70 (code 7) 70 - 120 (code 1.) 120 + (code 4.)	grain (code 1) petit bloc (code 3) bloc moyen (code 4) grand bloc (code 5) indéterminée (code x) banquise côtière (code 8) cordons et bancs (code -)

d. Aires de pêche

Les aires de répartition de la ressource en poissons, mollusques et crustacés peuvent couvrir toute la région d'étude. Par contre, les aires de pêche ne couvrent que certains secteurs spécifiques. Ces données proviennent des organismes gouvernementaux, telle la Direction de la gestion de l'habitat du poisson (DGHP) du Ministère des pêches et des océans du Canada. Ces données peuvent être représentées de façon quantitative, en tenant compte de

la répartition des captures (kg) pour les mêmes espèces (section 4).

C. Introduction des paramètres des niveaux 1 et 2 dans l'analyse

À ce stade conceptuel du PDRS pour la mariculture, il est important de rappeler que celui-ci est sous forme d'un flux d'informations, même si le processus global est itératif. À ce stade, les paramètres ne sont pas encore traduits en terme de leurs indices du potentiel aquicole. Ils sont tout simplement structurés selon un même format, spatial et temporel. Cette méthode diffère des études précédentes (Sudarshana *et al.*, 1993; St. Martin, 1993), qui ne mettent pas l'emphase sur les résolutions spatiale et surtout temporelle. Le même format «espace-temps» des paramètres est important si le décideur veut produire des cartes réalistes d'indices du potentiel aquicole. Le rôle du décideur est de surmonter cette difficulté inhérente aux problèmes à référence spatiale, où plusieurs paramètres sont mis en jeu et proviennent de plusieurs sources.

3.4. Étape de choix

Selon notre cadre conceptuel théorique, le décideur doit structurer les paramètres des niveaux 1 et 2 sous un même format, spatial et temporel. Avant de produire les cartes régionales, préliminaire et finale d'indices du potentiel aquicole, le décideur est amené à transformer les paramètres en leur équivalent en indices du potentiel aquicole et à calculer le poids relatif de chaque paramètre. Ceci est effectué en deux sous-étapes : 1) le développement de la fonction «potentiel aquicole» pour chaque paramètre et 2) l'estimation du poids des paramètres.

3.4.1. Définitions de la fonction «potentiel aquicole-paramètre»

Par «potentiel aquicole-paramètre», le décideur prévoit la transformation de chaque paramètre mesuré ou estimé en son correspondant en potentiel aquicole. La fonction «potentiel aquicole-paramètre» est une courbe mettant en relation la valeur du paramètre vis-à-vis de sa valeur en potentiel aquicole, qu'on chiffre entre 0 et 1. Ces indices du potentiel aquicole ne sont pas confinés à une échelle bonne (1) ou mauvaise (0) (Sudarshana *et al.*, 1993), mais ils doivent inclure l'ensemble des valeurs entre ces deux extrêmes puisque les paramètres reliés à l'environnement marin sont en perpétuelle évolution. De plus, cette approche offre l'avantage de pouvoir comparer les différents paramètres sur une base commune.

Ces fonctions sont développées à partir de données quantitatives, en tenant compte à la fois des informations sur chaque paramètre, des interactions entre les différents paramètres et des espèces pouvant être élevées. La procédure pour estimer la fonction peut être la suivante: 1) obtenir l'information sur la relation entre le paramètre et le potentiel aquicole; on doit ici tenir compte de l'avis des experts dans les domaines de la télédétection, de l'océanographie et de la mariculture et 2) diviser l'échelle de l'axe d'indice du potentiel aquicole en plusieurs intervalles et exprimer la relation du paramètre dans cet intervalle. Les valeurs de la fonction «potentiel aquicole-paramètre» peuvent être modifiées et raffinées, selon la disponibilité des informations et les connaissances acquises sur une région particulière, sur une espèce spécifique à élever, sur le suivi de la croissance, de la mortalité et de la survie de l'espèce ainsi que sur la faisabilité technique.

Du point de vue pratique, on estime des fonctions partielles, $F(p_i)$ pour chaque paramètre. Le paramètre p_i est transformé en une fonction, située dans un ensemble $X_i = [0..1]$, où 0 et 1 désignent, respectivement, le faible et le fort indice de X_i . Cette technique ressemble

aux méthodes multicritères d'aide à la décision et sera traduite sous forme d'un module, qui est intégré au SIG *Idrisi*. Cette section technique, sera revue en détails à la section 4.

Rappelons que le but de développer des fonctions d'indices du potentiel aquicole est d'éviter le problème de standardisation des paramètres, lesquels sont incommensurables. Certes, ces indices sont subjectifs, mais la plupart proviennent de l'analyse quantitative des paramètres et de leur potentiel aquicole. Généralement, un site aquicole (< 1 km²) est choisi selon un critère ou deux (accessibilité par exemple), puis il fera l'objet de test, lequel inclut également le niveau 3 de la hiérarchie (type de structures aquicoles, espèce, etc.). Par exemple, des tests d'évaluation du potentiel aquicole ont été effectués par Côté *et al.* (1993, 1994) et par Claereboudt *et al.* (1994) sur des sites spécifiques, sur la côte nord de la baie des Chaleurs. Ces auteurs ont montré que pour le Pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*), placé en suspension à des profondeurs de 9 à 21 m, les sites présentent un potentiel aquicole optimal pour les conditions environnementales moyennes suivantes :

- température de l'eau = 9,2 °C (écart-type de 1,1);
- salinité = 29,2 ‰ (écart-type de 0,3);
- vitesses du courant = 0,084 - 0,165 m.s⁻¹ (écart-type de 0,01);
- pigments chlorophylliens = 1,1 mg.m⁻³ (écart-type de 0,1).

La température, la salinité et les concentrations en pigments chlorophylliens ont été presque similaires pour les différents sites. Seulement, les vitesses du courant variaient de 0,09 à 0,16 m.s⁻¹. Lorsque les vitesses du courant sont élevées, la masse des tissus était supérieure pour les pétoncles placés à l'intérieur des paniers que pour ceux à l'extérieur. Le cas contraire est observé lorsque les vitesses du courant étaient faibles. Il faut noter que la croissance était également influencée par la densité d'ensemencement et par le développement de salissures sur les paniers d'élevage. C'est la raison pour laquelle nous

avons sous-estimé les valeurs des indices du potentiel aquicole correspondant aux valeurs de ces paramètres, en particulier pour les concentrations en pigments chlorophylliens.

A. Fonctions du potentiel aquicole des paramètres du niveau 1

a. Température et salinité

Les fonctions «potentiel aquicole-température» et «potentiel aquicole-salinité» peuvent être estimées selon la disponibilité des informations sur certaines espèces (Lafleur *et al.*, 1986; Cook *et al.*, 1987), tel est le cas pour les eaux côtières du Québec (tableau 5).

Tableau 5. Températures et salinités de survie et de croissance optimale de certaines espèces représentant un potentiel maricole dans les eaux du Québec

Espèce	Temp. de survie (°C)	Temp. optimale (°C)	Salinité de survie (‰)	Salinité optimale (‰)
Saumon de l'Atlantique (<i>Salmo salar</i>)	-0,7 à 25	13 à 16	0 à 35	11
Huître américaine (<i>Crassostrea virginica</i>)	-2,0 à 40	15 à 20	10 à 45	26
Moule bleue (<i>Mytilus edulis</i>)*	-2,0 à 30	10 à 20	15 à 35	26

Compilé à partir de Cook *et al.* (1987)

* espèce supportant de plus faibles et de plus fortes salinités que ces valeurs présentées

Dans ce cas particulier, nous utilisons l'écart de survie et les températures optimales de croissance de ces espèces pour produire les indices du potentiel aquicole. Par exemple, la

Moule bleue est létale pour une température inférieure à -2 et supérieure à 30 °C et présente des températures optimales de croissance situées entre 10 à 20 °C (Cook *et al.*, 1987). Le décideur assigne un indice du potentiel aquicole de 0 à -2 et à $+30$ °C, puis un indice de $0,9$ aux valeurs de températures entre 10 et 20 °C. Les autres indices situés entre 0 et $0,9$ sont obtenus par interpolation linéaire (figure 5 A, B).

b. Courants

Les courants favorisent la circulation et les échanges d'eau de la côte vers le large et vice versa. Cependant, une vitesse du courant supérieure à 1 m.s⁻¹ nuit considérablement à l'implantation de structures aquicoles, spécialement les cages flottantes (Barnabé, 1986). La fonction «potentiel aquicole-vitesse du courant» est produite de telle façon qu'elle tient compte d'un large spectre, situé entre 0 et 2 m.s⁻¹ (figure 5 C). Il est important de noter que les indices supérieurs à $0,6$ sont pour un spectre de courant favorable à la croissance de certains mollusques (moules, pétoncles) en eau peu profonde (0 - 20 m).

c. Pigments chlorophylliens

Les pigments chlorophylliens représentent un maillon important dans la chaîne alimentaire des espèces aquatiques. Les fortes concentrations montrent un milieu favorable à l'implantation d'un support aquicole. La fonction «potentiel aquicole-pigments chlorophylliens» est considérée positive et croissante, avec une saturation pour des concentrations de 40 mg.m⁻³ (figure 5 D). Bien entendu, plus les concentrations sont fortes, plus le site représente un potentiel optimal. Il faut noter que la fonction est pour la couche euphotique où se concentre le phytoplancton.

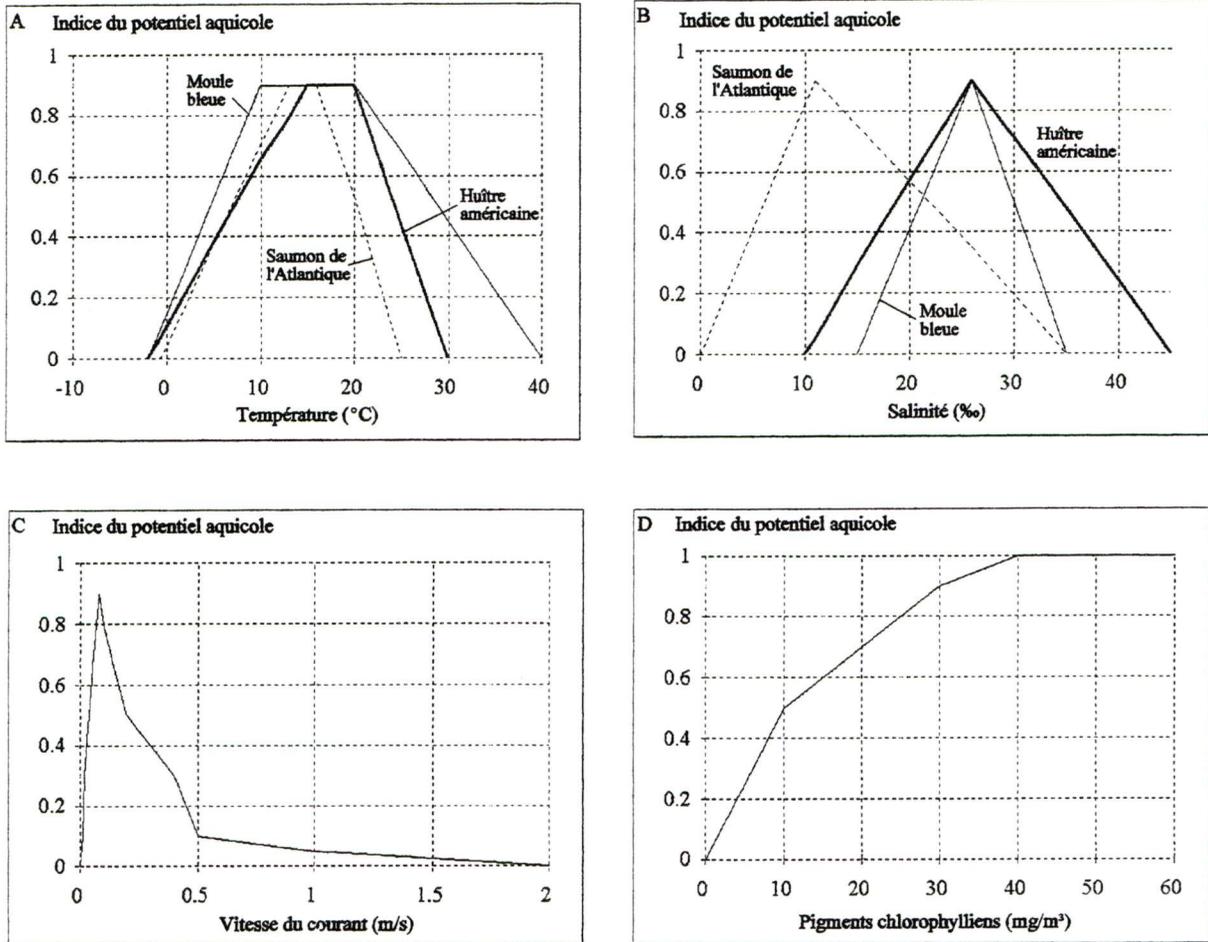


Figure 5. Courbes d'indices du potentiel aquicole de la température (A), de la salinité (B), de la vitesse du courant (C) et des concentrations en pigments chlorophylliens (D)

B. Fonctions du potentiel aquicole des paramètres du niveau 2

a. Géomorphologie littorale

De façon générale, la géomorphologie littorale peut être constituée par trois catégories : 1) les plages, 2) les falaises de dépôts meubles et 3) les falaises rocheuses. Ces catégories peuvent être soit stables, soit actives. La fonction «potentiel aquicole-géomorphologie littorale» proposée est en escalier (figure 6 A), vu que ces catégories ne présentent pas une tendance continue, dans le profil transversal au littoral. Bien entendu, les zones bordées de plages stables sont favorisées par leur stabilité et leur accessibilité, et peuvent avoir un indice du potentiel aquicole élevé, soit 0,9. Au contraire, les zones bordées de falaises rocheuses actives indiquent un fort hydrodynamisme et, par conséquent, possèdent un faible potentiel aquicole, fixé à 0,1. Il est important de souligner que si le décideur calcule en terme de coût inhérent à l'installation d'une activité aquicole dans la zone infralittorale, les côtes de falaises y sont plus proches que les plages (en fonction de la profondeur d'eau). Nous avons favorisé l'accessibilité et l'hydrodynamisme au coût de transport pour produire la fonction «potentiel aquicole-géomorphologie littorale».

b. Bathymétrie

Chaque espèce occupe une zone spécifique du milieu marin en fonction de son alimentation et du substrat nécessaire à son développement ontogène. Par exemple, le Pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) se retrouve dans les eaux peu profondes (< 18 m), dans le golfe du Saint-Laurent, alors qu'au sud, jusqu'à la côte de la Caroline du Nord, on le trouve à des profondeurs supérieures à 55 m (Ministère des pêches et des océans du Canada, 1989). Quant au Crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*), il se retrouve à des profondeurs de 70 à

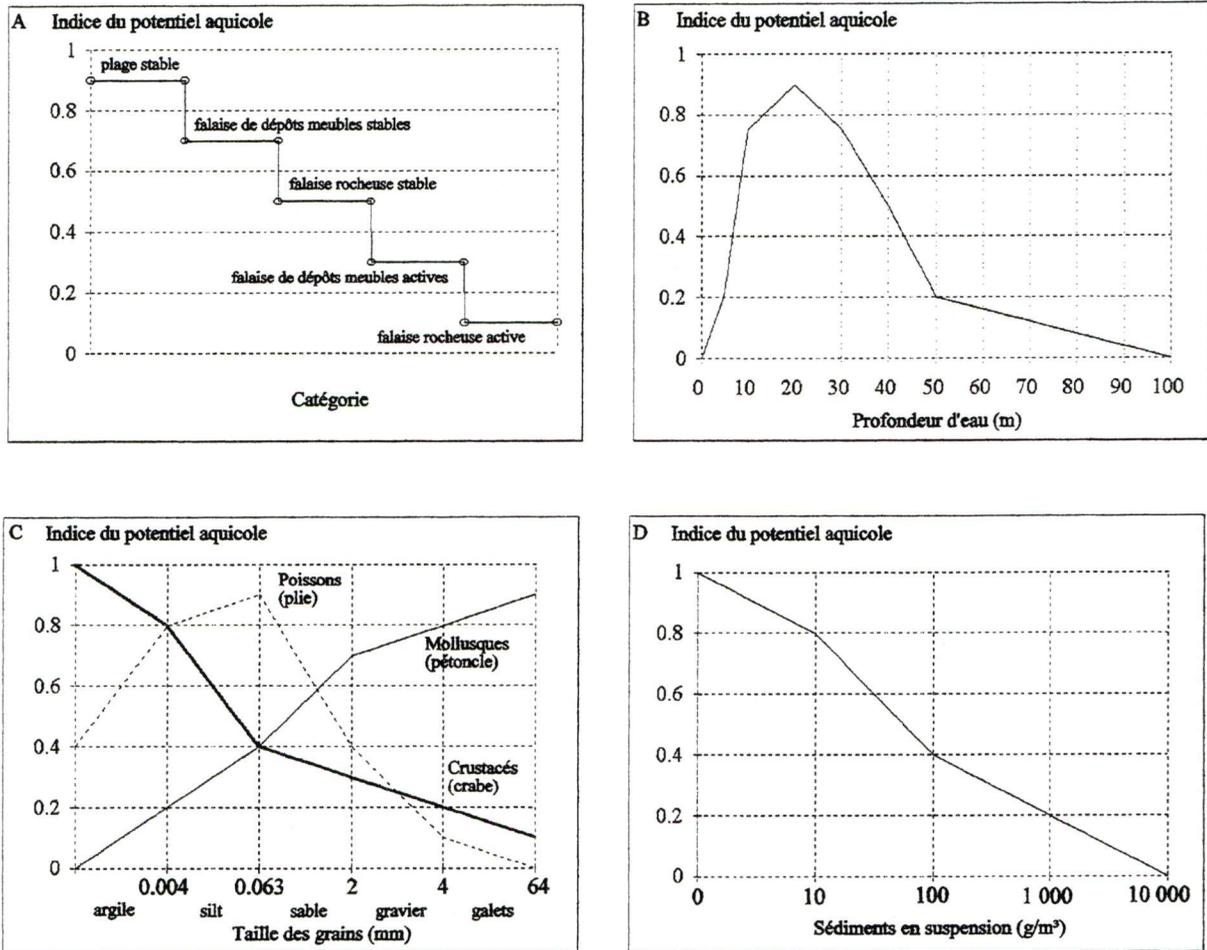


Figure 6. Courbes d'indices du potentiel aquicole de la géomorphologie littorale (A), de la bathymétrie (B), des sédiments du fond (C) et des sédiments en suspension (D)

140 m, dans le golfe du Saint-Laurent (Bailey, 1990). La Plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*) se concentre à des profondeurs de 90 à 250 m, même si elle se retrouve à des profondeurs allant des eaux côtières à 700 m de profondeur (Pitt, 1989). En fait, l'utilisateur est tout à fait capable de produire une fonction «potentiel aquicole-bathymétrie» pour chaque espèce, lorsque l'information est disponible; ce qui n'est pas toujours le cas. Pour les besoins de ce projet, nous allons adopter une fonction générale, tenant compte non seulement des espèces, mais de l'idée de l'installation d'un support aquicole dans les eaux de surface. Ainsi, on assigne un indice du potentiel aquicole élevé ($> 0,75$) à des profondeurs allant de 10 à 40 m. De part et d'autre de ces profondeurs, le potentiel aquicole est inférieur à 0,5 (figure 6 B).

c. Sédiments du fond

En fonction de la taille des grains, les sédiments du fond marin varient de l'argile aux galets ou même aux blocs. Une fonction générale n'a pas été envisagée pour ce paramètre puisque les espèces halieutiques préfèrent un substrat plus qu'un autre. Cependant, certains poissons, telle la Plie canadienne, se localisent sur des faciès mixtes, soit des silts et des sables. Les mollusques, comme le pétoncle, se concentrent sur des substrats graveleux et rocheux. Le cas contraire est observé pour les crustacés, tel le Crabe des neiges, lequel préfère le faciès argileux. En somme, pour ce paramètre, plusieurs fonctions de «potentiel aquicole» peuvent être développées. Les tendances illustrées sur la figure 6 C sont observées pour les espèces choisies ici. Ces fonctions tiennent compte d'un élevage ou d'un ensemencement sur le fond. Si pour l'élevage sur filières (moules, pétoncles) ou en cages (poissons), la fonction «potentiel aquicole-sédiments du fond» n'a aucune signification réelle, sauf pour les ancrages. Ces derniers calent dans des substrats argileux, ce qui permet de favoriser ce faciès.

d. Sédiments en suspension

Les fortes concentrations en sédiments en suspension nuisent grandement à l'implantation d'un support aquicole. Elles réduisent la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau. Ceci diminue l'activité photosynthétique dans la zone aquicole des eaux de surface. De plus, les élevages de mollusques filtreurs sont sensibles à la présence en grande quantité de sédiments en suspension. Ces derniers entraînent un accroissement de leur taux de filtration, ce qui augmente leur dépense énergétique. La fonction «potentiel aquicole-sédiment en suspension» peut être de type semi-logarithmique (figure 6 D), où un indice du potentiel aquicole supérieur à 0,4 est assigné à des concentrations inférieures à 100 g.m^{-3} .

e. Marnage

Le marnage est évalué en fonction de la marée, c'est-à-dire de la différence entre la marée basse des mortes et celle des vives eaux. Habituellement, les milieux macrotidaux (marnage $> 4 \text{ m}$) sont les mieux adaptés à l'implantation d'un support aquicole pour certains mollusques, telles les huîtres. Il faut noter que l'effet des glaces est important dans ces zones (intertidale, infralittorale). Le potentiel aquicole peut varier, dépendamment de la technique d'élevage et de la saisonnalité des opérations. Nous avons assigné un indice du potentiel aquicole supérieur à 0,6 aux milieux macrotidaux et des indices inférieurs à 0,6 aux milieux mésotidal et microtidal (figure 7 A).

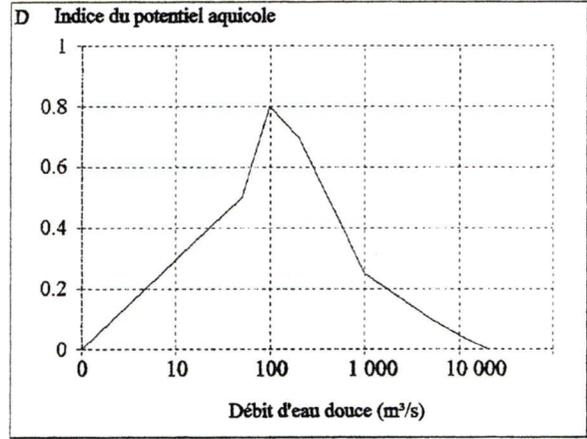
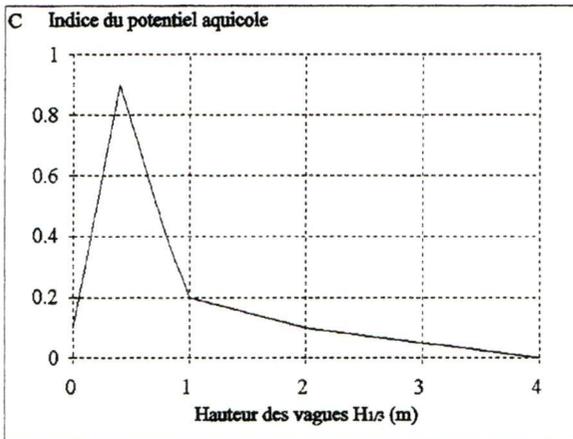
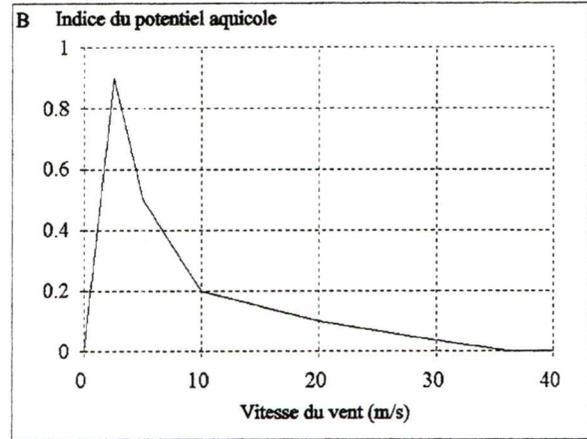
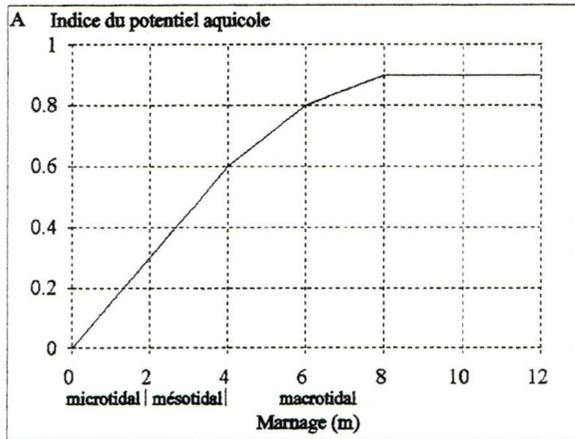


Figure 7. Courbes d'indices du potentiel aquicole du marnage (A), des vents (B), des vagues (C) et du débit d'eau douce (D)

f. Vent

De la même façon que les courants, les vents intensifient les processus de mélange, réduisent la stratification et le transport des masses d'eau. Les vitesses de vent supérieures à 10 m.s^{-1} (36 km.h^{-1}) peuvent détruire les structures piscicoles, telles les cages flottantes et réduire l'accessibilité aux sites (Milne, 1979). On pense que des vitesses comprises entre 1 et 5 m.s^{-1} ($3,6$ à 18 km.h^{-1}) représentent un potentiel aquicole adéquat, soit un compromis entre l'importance du mouvement des masses d'eau sur la production biologique et la croissance et la capacité de travail de l'entreprise maricole en mer où aucun vent n'est préférable (figure 7 B).

g. Vagues

Les vagues induites par le vent constituent également un paramètre important dans le brassage de la colonne d'eau et de la circulation en général. Les hauteurs significatives de vague supérieures à 1 m réduisent l'accessibilité au secteur potentiellement aquicole et leur action peut détruire les structures aquicoles en surface (Barnabé, 1986). Les hauteurs inférieures à 1 m représentent un potentiel aquicole acceptable, soit un compromis entre l'importance du mouvement des masses d'eau sur la production biologique et la capacité de travail de l'entreprise maricole en mer (figure 7 C).

h. Débit d'eau douce

Le débit d'eau douce fluctue selon les saisons et présente généralement un maximum pendant la période printanière. Si l'eau douce diminue la température et la salinité pendant

la période de fonte des glaces, il est également à l'origine de l'apport de sels nutritifs issus des bassins de drainage. En conséquence, la fonction «potentiel aquicole-débit d'eau douce» doit être évaluée en tenant compte de ces informations. Il est erronée de produire une fonction générale pour tous les milieux. Le cas particulier de la baie des Chaleurs est pris comme exemple. Le débit annuel déversé par les rivières représente 8 % du volume de la baie des Chaleurs, dont le tiers se déverse en mai. Le reste (2/3), représente 60 cm environ sur 11 mois, soit 2 mm par jour au large. Le débit moyen annuel de toutes les rivières de la baie des Chaleurs est d'environ $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Le Quééré, 1992). Nous avons assigné à ce débit moyen un indice du potentiel aquicole de 0,8 (figure 7 D).

i. Glace marine

Les glaces marines représentent une contrainte majeure à l'implantation d'une industrie maricole dans les pays nordiques, tels le Canada ou la Norvège (Kögeler and Dahle, 1991). La saison hivernale est caractérisée par une chute dramatique de la température, ce qui nuit considérablement à l'implantation de certaines espèces aquicoles. De plus, les blocs de glace induisent une pression sur les structures aquicoles, ce qui les rend fragiles. Une fonction est produite pour une situation de milieu ouvert avec des blocs dérivants (figure 8 A).

j. Carbone organique dissous

Le carbone organique dissous (COD) représente une source énergétique pour les organismes photosynthétiques. Les valeurs de 20 à 80 mg.l^{-1} correspondent à des concentrations optimales du milieu naturel (Dee *et al.*, 1972). Dans ce spectre de concentrations, les indices du potentiel aquicole sont supérieurs à 0,4 (figure 8 B). Au-delà des concentrations

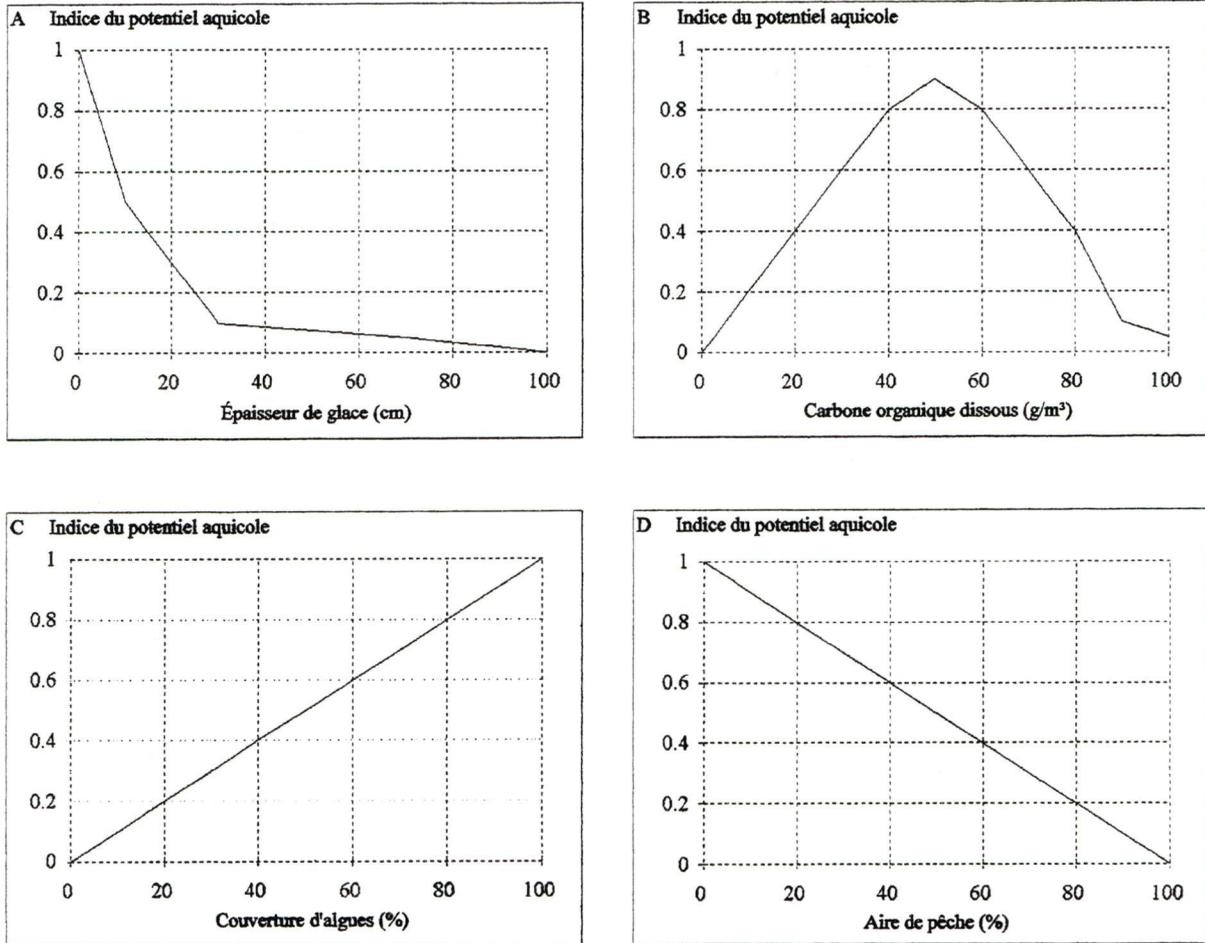


Figure 8. Courbes d'indices du potentiel aquicole de l'épaisseur de glace (A), du carbone organique dissous (B), du couvret algal (C) et de l'aire de pêche (D)

de 80 mg.l⁻¹, le milieu naturel devient productif (eutrophisation) et par conséquent les indices sont faibles.

k. Algues macroscopiques

De façon générale, les algues, telles les macrophytes sont confinées aux zones aquicoles intertidale et sublittorale. Elles représentent une source de nourriture et d'aires d'habitats, de ponte et de croissance (*nursing*) indispensables à la plupart des organismes aquatiques. Ce sont également des aires avantageux pour une mariculture sans structures aquicoles (ensemencement des œufs de Hareng sur des laminaires par exemple). Une fonction linéaire croissante représente très bien ce paramètre (figure 8 C).

$$\text{Couvert algal} = \frac{\text{aire de répartition des algues}}{\text{aire totale}} \times 100$$

Cette équation tient compte de l'aire totale de répartition de la ressource algale, même si les algues macrophytes sont localisées dans les zones intertidale et sublittorale. Ceci est pour considérer également les algues de la zone infralittorale.

l. Aires de pêche

Malgré la baisse des ressources halieutiques, il existe des aires restreintes d'habitats et de pêche. Ces aires peuvent représenter des contraintes ou être complémentaires vis-à-vis des secteurs potentiellement aquicoles, lorsque les espèces ne sont pas des prédateurs les unes par rapport aux autres. Une relation linéaire, similaire à celle qui existe entre la qualité de

l'environnement et les aires de pêches commerciales (Dee *et al.*, 1972), peut être établie. Cette relation linéaire, mais inverse entre la fonction «potentiel aquicole-aire de pêche» doit être déterminée par une analyse complète des informations sur les captures et leur coût de vente sur le marché, en dollars canadiens. Ainsi, nous avons établi un paramètre qui tient compte de ces informations, lesquelles sont identifiées par un facteur de pondération k . Ce facteur est traduit en valeur monétaire, par exemple 1 000 \$ canadien correspond à $k = 0,25$.



Par exemple, si le pêcheur capture $C = 50\,000$ kg de Plie canadienne et si le prix sur le marché de l'espèce est de $P = 5$ \$ canadien le kg, alors :

$$X = C \times P = 50\,000 \times 5 = 250\,000 \text{ \$ CAN}$$

Selon l'échelle plus haut, 250 000 \$ canadien correspond à un facteur de pondération $k = 0,85$. Il faut noter que l'échelle est semi-logarithmique.

De cette façon, le paramètre «aire de pêche» est calculé de cette forme :

$$\text{aire de pêche} = \frac{\text{aire d'exploitation de la ressource} \times k}{\text{aire totale de la région}} \times 100$$

À partir de cette équation, la fonction «potentiel aquicole-aire de pêche» est linéaire (figure 8 D).

m. Oxygène dissous

L'oxygène dissous est un des indicateurs de l'état de la qualité de l'eau et de l'environnement. De faibles concentrations affectent les espèces aquatiques et l'absence totale d'oxygène dissous implique le développement de conditions anaérobiques, lesquelles génèrent des problèmes d'odorat et d'esthétique (Dee *et al.*, 1972). La concentration de saturation de l'oxygène dissous dépend de la température de l'eau et de sa charge solide. L'habilité de l'eau à fixer l'oxygène dissous diminue lorsque la température et la charge solide augmentent. De la même façon, l'augmentation de la température hausse le taux de demande en oxygène dissous des organismes aquatiques. Les concentrations en oxygène dissous varient selon les espèces et l'âge, et elles sont de l'ordre de 3 à 6 mg.l⁻¹. À cause de sa fonction de prédateur, la morue par exemple utilise les eaux plus froides et riches en oxygène dissous. De la même façon que pour le carbone organique dissous, la fonction «potentiel aquicole-oxygène dissous» est en forme de S (figure 9 A). Ceci est dû à la limite de saturation des milieux naturels pour des concentrations supérieures à 9 mg.l⁻¹ (Dee *et al.*, 1972).

n. pH

Le pH présente un effet marqué sur les organismes aquatiques. Il varie d'un site à un autre et il est estimé de façon quantitative. La fonction «potentiel aquicole-pH» dépend de la variabilité du pH dans l'intervalle entre -2 et 2 (Dee *et al.*, 1972) (figure 9 B).

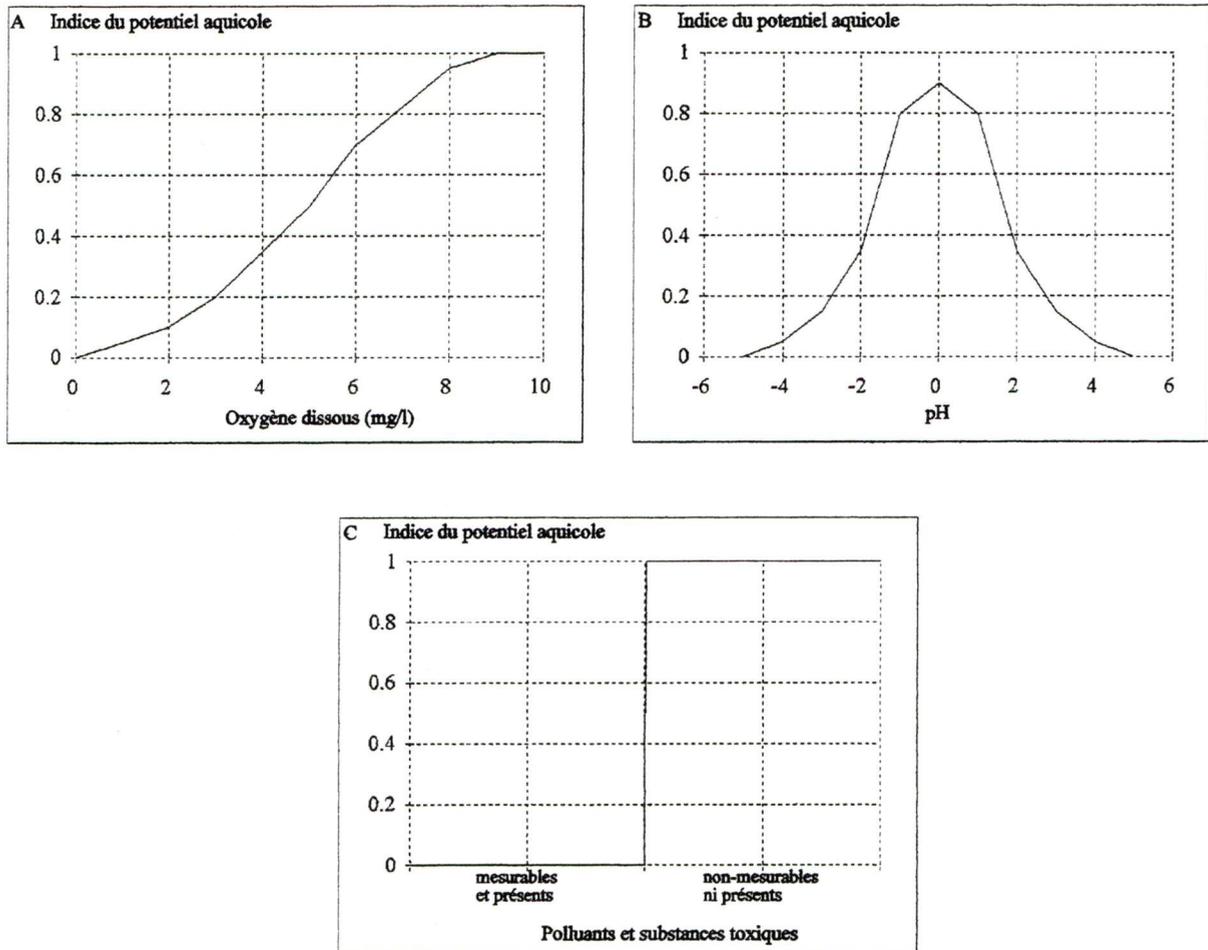


Figure 9. Courbes d'indices du potentiel aquicole de l'oxygène dissous (A), du pH (B) et des polluants et substances toxiques (C)

o. Polluants et substances toxiques

Les polluants et les substances toxiques englobent les hydrocarbures, les dépôts de dragage les lessives ménagères, la contamination par les égouts et les algues toxiques. Ils présentent un spectre extrêmement large et fortement diversifié. Dans le cas des rejets anthropiques de toute forme, les utilisateurs de fermes aquicoles créent un couloir ou «tampon», de quelques kilomètres autour des structures aquicoles (Milne, 1979; Barnabé, 1986). Dans ce cas particulier, nous ne pensons pas toujours établir de fonctions «potentiel aquicole» pour ces paramètres. Au contraire, les polluants et les substances toxiques, tels les hydrocarbures ou les algues toxiques, incitent à l'établissement d'une telle fonction. En effet, ces substances peuvent être diffuses et sont extrêmement dangereuses, même à de très faibles concentrations (Dee *et al.*, 1971; Barnabé, 1986). Ce fait nous amène à définir une fonction où, l'indice du potentiel aquicole est fixé à 0, lorsque de tels matériaux toxiques sont présents, et fixé à 1 lorsqu'il n'y en pas (figure 9 C).

3.4.2. Discussion de la méthode de production des fonctions du potentiel aquicole

En terme de méthode multicritère d'aide à la décision, l'élaboration de la fonction «potentiel aquicole» pour chaque paramètre s'apparente à la technique de l'utilité multi-attributs (Keeney and Raïffa, 1976). En fait, en fonction du principe de cette technique, nous considérons des fonctions ou utilités partielles F_i . Pour chaque problème décisionnel (à référence spatiale dans notre cas), il existe une fonction réelle F , permettant d'agrèger les fonctions partielles F_i pour les paramètres p_1, \dots, p_m . Après une discussion avec l'ensemble des intervenants, le décideur élabore des fonctions, lesquelles correspondent à sa façon d'exprimer les choses et à son degré de compréhension des paramètres permettant de traduire ces fonctions partielles. Ces dernières transforment les paramètres en une échelle

de mesure commune, ce qui permet d'éviter le problème des différences d'unités et d'échelles de mesure. Or, ceci revient à supposer que les différents paramètres sont commensurables, alors qu'une des justifications de l'approche multicritère est le manque de commensurabilité des paramètres (Laaribi, 1994; Malczewski, 1996). Ceci est vrai si le décideur n'inclut pas la notion de préférence. En conséquence, la méthode élaborée des fonctions potentiels aquicoles doit être complétée par une autre méthode, qui permet de calculer les préférences du décideur ou le poids de chaque paramètre.

En terme d'incertitude, la méthode d'élaboration des fonctions du potentiel aquicole s'apparente à la technique des ensembles flous (*Fuzzy Sets*) (Zadeh, 1965; Banai, 1993). Cette technique tient compte de l'incertitude dans les données à référence spatiale, en terme de classification et non pas en terme d'erreurs reliées à l'estimation des données. En pratique, la technique des ensembles flous considère que la limite entre deux classes d'objets ou de valeurs thématiques, n'est pas franche (*hard decision*), mais peut contenir des valeurs continues (*soft decision*). Dans notre cas particulier, l'indice du potentiel maricole d'un paramètre n'est pas confiné à une valeur 0 ou 1, mais inclut les indices entre les deux valeurs. De la même façon, dans la technique des ensembles flous, le décideur définit une fonction pour chaque paramètre, appelée «*membership function*», dont les valeurs sont situées entre 0 et 1. De façon générale, les fonctions sont linéaire ou sigmoïdale (en S). Toutefois, la combinaison de ces fonctions se fait selon des modèles monocritères (*overlay, and/or, etc.*).

3.4.3. Estimation des préférences ou poids des paramètres

Outre l'élaboration de ces fonctions «potentiel aquicole-paramètre», pour pouvoir transformer les paramètres en leur équivalent en indices du potentiel aquicole, le décideur

est amené à réaliser deux sous-étapes : 1) il remplit la matrice d'évaluation (matrice de jugements ou de décision) en évaluant les critères entre eux, d'après une échelle cardinale ou ordinale, et 2) il calcule le poids de chaque critère ou paramètre. Ces coefficients (poids) expriment l'importance relative de chaque paramètre pour obtenir le résultat final. Dans la littérature, on peut trouver plusieurs techniques pour aider le décideur à déterminer les valeurs de ces coefficients et par conséquent le poids des paramètres ou l'importance relative de chacun d'eux (Nutt, 1980; Martel et Nadeau, 1990; Nijkamp *et al.*, 1990). Par exemple, les poids peuvent être déterminés au moyen d'un questionnaire. On interroge le décideur sur le classement des critères par ordre de leur importance relative (Nijkamp *et al.*, 1990) ou par comparaison par paire de Saaty (1980).

A. Choix de la méthode de hiérarchie multicritère

La méthode de hiérarchie multicritère (MHM) a été élaborée par Saaty (1980). Elle est basée sur le principe suivant : les décisions sont prises en fonction du fait que l'expérience et les connaissances de l'utilisateur ou du décideur sont presque aussi importantes que les données (Vargas, 1990). Le choix de cette méthode est justifié par le fait même de l'importance relative des paramètres ainsi que de la structure hiérarchique de notre processus décisionnel à référence spatiale. De plus, la méthode fait partie intégrante du module *Decision Support System* du logiciel *Idrisi* (version 4.1), où elle est utilisée pour la détermination des poids des critères (Eastman *et al.*, 1993).

La méthode MHM peut être représentée par trois sous-étapes. La première sous-étape consiste à décomposer le problème suivant une hiérarchie des critères ou des paramètres. Dans la deuxième, le décideur met l'accent sur la détermination des poids dans chaque niveau, alors que, dans la troisième, il calcule les poids globaux. Habituellement, il n'y a

pas de règle permettant de structurer les hiérarchies (Belton, 1986; Saaty, 1980, 1984, 1990) et, par conséquent, le nombre de niveaux à élaborer. Toutefois, la hiérarchisation du problème a l'avantage de permettre au décideur d'ajouter ou d'éliminer des paramètres et des niveaux afin de clarifier le processus ou de mettre l'accent sur une ou plusieurs parties de celui-ci.

Enfin, malgré son application dans plusieurs domaines, socio-économiques principalement, la méthode MHM a suscité plusieurs critiques. Parmi celles-ci, Nijkamp *et al.* (1990) ont noté que : 1) la présence d'un grand nombre de paramètres (> 15) et de plusieurs niveaux implique automatiquement un grand nombre de comparaisons et d'évaluations et 2) la consistance de la matrice de comparaison n'est pas toujours préservée. Toutefois, la méthode MHM présente plusieurs avantages : 1) elle permet de structurer les composantes pertinentes d'un problème selon une structure simple; ceci permet au décideur de réduire la complexité du problème à régler ou à solutionner, et 2) cette méthode peut être utilisée avec d'autres procédures, soit MHM pour la détermination des poids, puis une autre méthode pour l'agrégation multicritère des paramètres.

B. Matrice de comparaison et calcul des poids

Le but de la constitution de la matrice de comparaison est de calculer les poids de chaque paramètre. Dans notre étude, les paramètres n'ont pas une importance égale à cause de certains faits. Ces derniers peuvent être la région d'étude, la zone aquicole, l'influence d'un paramètre par rapport à un autre sur le milieu ainsi que sur l'espèce à élever ou à cultiver selon la technique maricole. Dans ce cas, les paramètres peuvent être hiérarchisés en fonction de plusieurs niveaux d'importance. La méthode MHM permet d'estimer les poids des paramètres en les comparant dans une matrice, laquelle est constituée par des indices

exprimés de façon orale (subjective). Ces indices de comparaison sont sous forme d'échelle continue de neuf points (tableau 6). Ils représentent l'importance relative de chaque paramètre par rapport à un autre, face à chaque paramètre du niveau précédent ou au résultat du niveau précédent si les paramètres du même niveau sont également pondérés (même poids relatif). Selon notre scénario conceptuel à trois niveaux, le résultat du niveau 1 est la carte préliminaire régionale d'indices du potentiel aquicole.

Tableau 6. Échelle de comparaisons binaires de neuf points

Indice ou degré d'importance	Définition - Explication
1	Importance égale des deux paramètres
3	Importance moyenne d'un paramètre par rapport à un autre
5	Importance forte ou déterminante d'un paramètre par rapport à un autre
7	Importance très forte d'un paramètre par rapport à un autre
9	Importance absolue d'un paramètre par rapport à un autre
2,4,6,8	Valeurs intermédiaires entre deux appréciations voisines; un compromis est nécessaire entre deux appréciations
Réciproques (1/2, 1/3, ...)	Si le paramètre p_i se voit attribuer l'un des indices précédents, lorsqu'il est comparé à un paramètre p_j , p_j a donc la valeur réciproque lorsqu'il est comparé à p_i

Modifié de Saaty (1984)

Il faut sélectionner avec soin les chiffres (indices) utilisés pour exprimer le degré auquel le facteur contribue à la propriété en question. De telles précautions permettent de parvenir à une estimation appropriée des priorités globales (poids) des paramètres en considérant tous les compromis. En termes mathématiques, les poids se calculent de la façon suivante :

soit P la matrice de comparaison, constituée par P_n paramètres :

	P_1	P_2	.	.	P_n
P_1	a_{11}	a_{12}	.	.	a_{1n}
P_2	a_{21}	a_{22}	.	.	a_{2n}
.
.
P_n	a_{n1}	a_{n2}	.	.	a_{nn}

où a_{ij} sont les indices de comparaison, de valeurs ratio, selon une échelle de 1 à 9 (tableau 6); a_{ij} signifie que p_i est a_{ij} plus important que p_j .

La matrice $P = (a_{ij})$, $i, j = 1, \dots, n$, est positive et réciproque ($a_{ij} = 1/a_{ji}$). De plus, P est consistante, c'est-à-dire $a_{ik} = a_{ij}/a_{jk}$. Le vecteur W des poids des paramètres d'une matrice consistante est égal à un vecteur propre principal W (*principal eigenvector*), tel que $P \cdot W = n \cdot W$ (n est le nombre de paramètres).

En revanche, la matrice P n'est pas toujours consistante dans le cas des problèmes multicritères. Dans ce cas, il faut calculer une valeur maximale, λ_{\max} , telle que $\lambda_{\max} \geq n$; $P \cdot W = \lambda_{\max} \cdot W$. Il est à noter que, si P est consistante, $\lambda_{\max} = n$.

La cohérence de P est appréciée à partir d'un indice de cohérence (ou de consistance) CI:

$$CI = \frac{\lambda_{\max} - n}{n - 1}$$

L'indice de cohérence peut être divisé par un indice de cohérence aléatoire (dépendant du rang de la matrice générée de façon aléatoire), pour calculer le ratio de cohérence CR :

$$CR = \frac{CI}{RI}$$

La valeur de RI est calculée pour une matrice de même taille que P, mais obtenue d'une manière aléatoire. Le ratio de cohérence RC doit être inférieur à 10 % pour que la cohérence soit acceptable (Saaty, 1984; Vargas, 1990).

3.4.4. Mise au point

L'existence de la MHM de Saaty dans le logiciel *Idrisi* ne nous a pas poussés à adapter notre problématique à cette méthode. D'ailleurs, dans l'étape de structure du PDRS, les paramètres sont hiérarchisés en niveaux avant même d'utiliser ou de choisir une méthode de décision multicritère. Nous avons évité cette approche, qui consistait à sélectionner la méthode multicritère, puis d'y adapter le PDRS. Notre approche suit celle de Laaribi (1994), qui prône la caractérisation d'un problème particulier et, par la suite, la sélection de la méthode multicritère. Cette approche présente certainement plusieurs avantages, parmi lesquels nous pouvons noter : 1) la définition du problème décisionnel et 2) le choix de la

méthode multicritère, en accord avec le problème. Laaribi (1994) ajoute que le choix d'une méthode multicritère est le résultat de la formulation du problème et de l'information disponible. Dans notre cas, ni les techniques actuelles de détermination des préférences du décideur, ni la standardisation des unités de mesure, ne peuvent à elles seules satisfaire notre exigence vis-à-vis de l'élaboration d'un PDRS pour la mariculture et particulièrement de son étape de choix. Il a été indispensable de développer des fonctions réelles, subjectives, mais à caractère conservateur (les indices du potentiel aquicole ont été sous-estimés) pour ne pas influencer le résultat final.

3.5. Étape de réalisation

La réalisation représente l'étape finale dans le PDRS. Elle représente également l'objectif principal, soit la production de la carte d'indices du potentiel aquicole. Dans les étapes précédentes, le décideur a : 1) hiérarchisé le processus, 2) analysé les paramètres selon un même format «espace-temps», 3) transformé les paramètres en leur équivalent en indice du potentiel aquicole et 4) calculé le poids relatif des cartes d'indices du potentiel aquicole de chaque paramètre. Dans cette étape, le décideur agrège l'ensemble poids et cartes d'indices du potentiel aquicole de chaque paramètre. L'agrégation est sous forme d'une fonction additive, de cette forme :

$$S = \sum_{p=1}^n (w_i \times F_i)$$

où S est la carte d'indices du potentiel aquicole, w_i le poids relatif de chaque carte d'indices du potentiel aquicole et F_i , la carte d'indices du potentiel aquicole de chaque paramètre.

Il est important de noter que cette étape prend une allure plutôt technique et parfois, relève

d'un simple exercice que d'une étape conceptuelle pouvant appuyer le PDRS pour la mariculture. Ceci est dû à la nature subjective des indices de comparaison, qui rendent difficile l'évaluation des paramètres dans la matrice de comparaison.

Une analyse de sensibilité doit être effectuée sur la carte d'indices du potentiel aquicole (section 4), ainsi que le suivi de l'évolution du secteur à potentiel aquicole élevé. L'implantation d'une activité maricole doit être en harmonie avec le milieu et un suivi environnemental devrait être périodique. L'aspect pratique est maintenant nécessaire et fera l'objet de la section suivante.

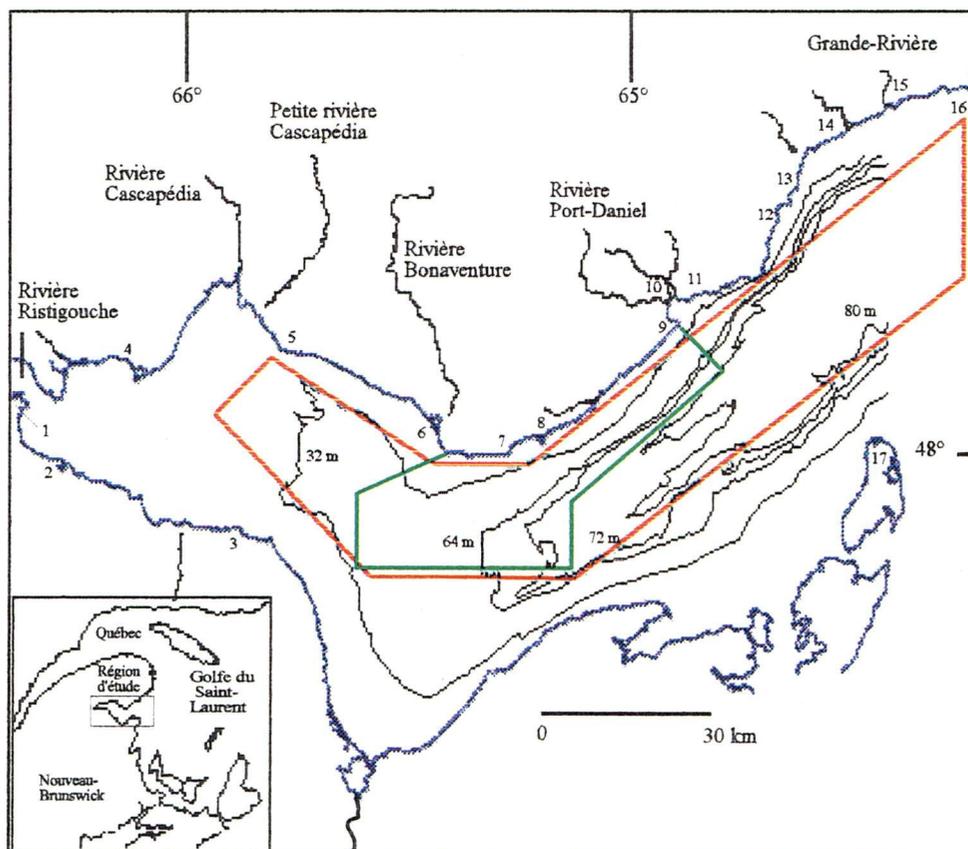
4. PDRS pour la mariculture : application à la baie des Chaleurs

Dans cette section, nous présentons les arguments qui nous ont poussé à choisir la région d'étude (baie des Chaleurs) pour l'application du PDRS. Par la suite, nous entamons les différentes étapes du PDRS en tenant compte des paramètres spécifiques à la baie des Chaleurs pour produire la carte régionale d'indices du potentiel maricole.

4.1. Choix de la région d'étude et de la zone maricole

La baie des Chaleurs est un bassin semi-fermé, ouvert vers le golfe du Saint-Laurent. Elle s'étend sur environ 140 km et sur 30 à 40 km respectivement dans les directions est-ouest et nord-sud (figure 10). Nous avons centré notre étude sur la côte nord exposée de la baie, située entre Bonaventure et Port-Daniel. Le choix de la côte nord est justifié par sa haute productivité par rapport aux eaux adjacentes du golfe du Saint-Laurent (Legendre and Watt, 1970), par la présence de résurgences d'eau froide induites par les vents (Le Quéré, 1992; Bonardelli *et al.*, 1993; Lavoie et El-Sabh, 1996), par la circulation générale contrôlée par les fluctuations du courant de Gaspé (El-Sabh and Ingram, 1995; Gan, 1995) et par la disponibilité des données satellitaire et *in situ*. De plus, la région a déjà fait l'objet d'études sur la mariculture (Grenier *et al.*, 1989; Bergeron, 1992; Côté *et al.*, 1993, 1994; Claereboudt *et al.*, 1994, Bonardelli, 1994; Himmelman, 1995; Himmelman and Legendre, 1995).

Il faut noter que ce zonage régional s'effectue pour la zone maricole infralittorale des eaux de surface, qui s'étend des isobathes de 10 à 80 m (figure 10). Ce choix est influencé par les limites physiques du capteur AVHRR (températures de l'eau de surface et limite de résolution spatiale de 1 km²), même si des données complémentaires viennent appuyer



1 : Dalhousie, 2 : Charlo, 3 : Belledune, 4 : Carleton, 5 : Les caps Noirs, 6 : Bonaventure, 7 : New Carlisle, 8 : Paspébiac, 9 : Lighthouse, 10 : Port-Daniel, 11 : Gascons, 12 : Newport, 13 : Pabos Mills, 14 : Pabos, 15 : Grande-Rivière, 16 : Cap d'Espoir et 17 : Miscou

Figure 10. Région d'étude et endroits cités dans le texte (zone maricole test «en vert» et polygone qui a servi à calculer une température moyenne avec les images AVHRR de la figure 12 «en rouge»)

l'apport des images AVHRR. De plus, la transition entre les zones maricoles «intertidale-sublittorale» et «infralittorale» est rapide. Il faut parcourir moins de 2 km pour arriver à la zone maricole infralittorale. La zone maricole test est représentée par une couche d'eau de surface (*mixed surface layer*), qui peut varier de 5 m (présence de stratification) à 25 m (passage d'un cyclone et de tempêtes) (Tamineaux, 1996). De plus, les expériences effectuées par Côté *et al.* (1993, 1994), Claereboudt *et al.* (1994) et Himmelman (1995) ont montré que la couche de surface d'environ 20 m d'épaisseur, peut supporter adéquatement une activité maricole en suspension (pétoncle juvénile), mais en tenant compte des conditions telles que les vitesses du courant, la nourriture, la profondeur et la densité.

4.2. PDRS pour la mariculture

Dans la section 3, nous avons suggéré que le choix de sites maricoles peut être élaboré en trois niveaux : 1) le décideur doit tenir compte des paramètres les plus significatifs pour produire la carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole, 2) il étudie l'influence des autres paramètres sur la carte préliminaire régionale, et 3) il rencontre l'ensemble des intervenants (entrepreneur, associations, gouvernement, etc.) pour réaliser une expertise de site. Nous avons mis l'accent sur les niveaux 1 et 2, lesquels englobent une vision d'un zonage maricole régional pour lequel on peut utiliser les images AVHRR dans le but d'estimer la température de l'eau de surface.

Dans cette deuxième phase, les étapes ne sont pas toujours successives. Le décideur a adopté dès le début du processus une approche par les décisions. Dans cette approche, les paramètres du niveau 1 (température-salinité, vitesses du courant et concentrations en pigments chlorophylliens) sont estimés, analysés et transformés en cartes d'indices du potentiel maricole respectif. La somme algébrique pondérée de ces cartes permet de

produire une carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole. Par la suite, les paramètres du niveau 2 (géomorphologie littorale, bathymétrie, sédiments en suspension, vents, vagues, débit d'eau douce, glace marine, carbone organique dissous, aires de pêche et source de pollution) sont à leur tour estimés, analysés puis transformés en leurs cartes d'indices maricoles respectifs. Ces cartes sont comparées deux à deux par rapport à la carte préliminaire, puis leur poids est calculé. Leur sommation algébrique pondérée permet de produire ainsi la carte régionale d'indices du potentiel maricole de la baie des Chaleurs pour une période temporelle donnée.

Il faut noter que le nombre de paramètres du niveau 2 est déterminé selon leur importance relative face à la zone maricole infralittorale des eaux de surface (tableau 1) et face aux conditions particulières de la baie des Chaleurs.

4.2.1. Acquisition des paramètres du niveau 1

Les paramètres du niveau 1 comprennent la température, la salinité, les courants et les pigments chlorophylliens. La température et les concentrations en pigments chlorophylliens proviennent de l'année 1994, alors que la salinité et les vitesses du courant ont été mesurées en 1990 (tableau 7). À cause de leur faible variabilité interannuelle et même saisonnière (tableau 8), les vitesses du courant et la salinité ont été intégrées avec les données de 1994. En revanche, la température et les concentrations en pigments chlorophylliens présentent des variations saisonnière et même spatiale relativement significatives (Mingelbier, 1995; Tamingneaux, 1996).

Tableau 7. Caractéristiques des données océanographiques du niveau 1, prélevées en 1990 et 1994

Paramètre	Type	Période d'acquisition	Source
Température de surface	Images AVHRR (1 km ²) Numérique Numérique <i>In situ</i>	Avril à novembre 1994	POC
Salinité		Juillet à août 1990	OPEN
Courant		Juillet à août 1990	OPEN
Pigments chlorophylliens		20 au 23 août 1994	Cette étude

POC : Pêches et Océans Canada

OPEN : *Ocean Production Enhancement Network*

Tableau 8. Variabilité annuelle et saisonnière des composantes du courant et de la salinité dans une couche de surface d'environ 20 m d'épaisseur (entre parenthèses est indiqué l'écart-type)

Station	Composante	1985 à 1987		1990		1991	
		Été	Automne	Été	Automne	Été	Automne
Gascons	U (m.s ⁻¹)	0,023 (0,048)	0,015 (0,042)	0,024 (0,094)	-	0,035 (0,076)	-
	V (m.s ⁻¹)	0,009 (0,019)	0,006 (0,018)	0,011 (0,043)	-	0,016 (0,048)	-
	S (‰)	29,5 (0,7)	29,8 (0,4)	27,2 (1,1)	-	28,5 (1,2)	29,5 (1)
Bonaventure	U (m.s ⁻¹)	0,042 (0,093)	0,03 (0,087)	0,032 (0,26)	-	0,049 (0,183)	-
	V (m.s ⁻¹)	0,011 (0,027)	0,011 (0,022)	0,032 (0,187)	-	0,022 (0,103)	-
	S (‰)	28,8 (0,7)	28,1 (1,3)	28,9 (0,5)	-	28,3 (1)	29,3 (2)

Compilé de Le Quéré (1992), Bonardelli *et al.* (1993), OPEN (1995) et Bonardelli (1996)

Compte tenu de la répartition des points d'échantillonnage et de la résolution spatiale des images AVHRR, les données qui proviennent des mesures *in situ* ont été analysées en fonction d'une limite de résolution spatiale de 1 km². Une interpolation linéaire a été effectuée et une analyse d'erreur a été calculée, en particulier pour la répartition des pigments chlorophylliens. Il s'agit d'enlever un échantillon *in situ* à la fois, d'effectuer l'interpolation linéaire puis de déterminer la valeur d'échantillon. Par exemple, la moyenne et l'écart-type des valeurs interpolées des pigments chlorophylliens sont respectivement de 11,2 et de 2,8 mg.m⁻³ par rapport aux valeurs mesurées, qui sont de 11,4 et de 3,6 mg.m⁻³. Ainsi, pour la distribution des concentrations en pigments chlorophylliens, l'écart-type des variables interpolées est nettement inférieur à celui des valeurs mesurées. Parallèlement, nous avons opté pour une résolution temporelle de basse fréquence (2 à 10 jours) et saisonnière.

Le choix des images AVHRR repose sur leur disponibilité (avril à mai 1994) et sur l'absence de couverture nuageuse (tableau 9). Les images AVHRR ont été traitées et analysées afin de déterminer les températures minimale et maximale et afin de comprendre l'évolution des masses d'eau de surface dans l'espace et le temps.

Les données de salinité et de courantométrie couvrent les périodes de juillet à août 1990 et proviennent du projet *OPEN* (Ocean Production Enhancement Network). Dans le cadre de ce projet, plusieurs courantomètres *Aanderaa* (*RCM* 4 et 7) ont été placés à différents endroits de la baie des Chaleurs (figure 11 A), dans le but de décrire la circulation générale et la variabilité de la température-salinité. La précision de ces instruments est de $\pm 0,11$ ‰ pour la salinité, de $\pm 0,005$ m.s⁻¹ pour la vitesse du courant et d'environ 8° pour la direction du courant (Le Quéré, 1992).

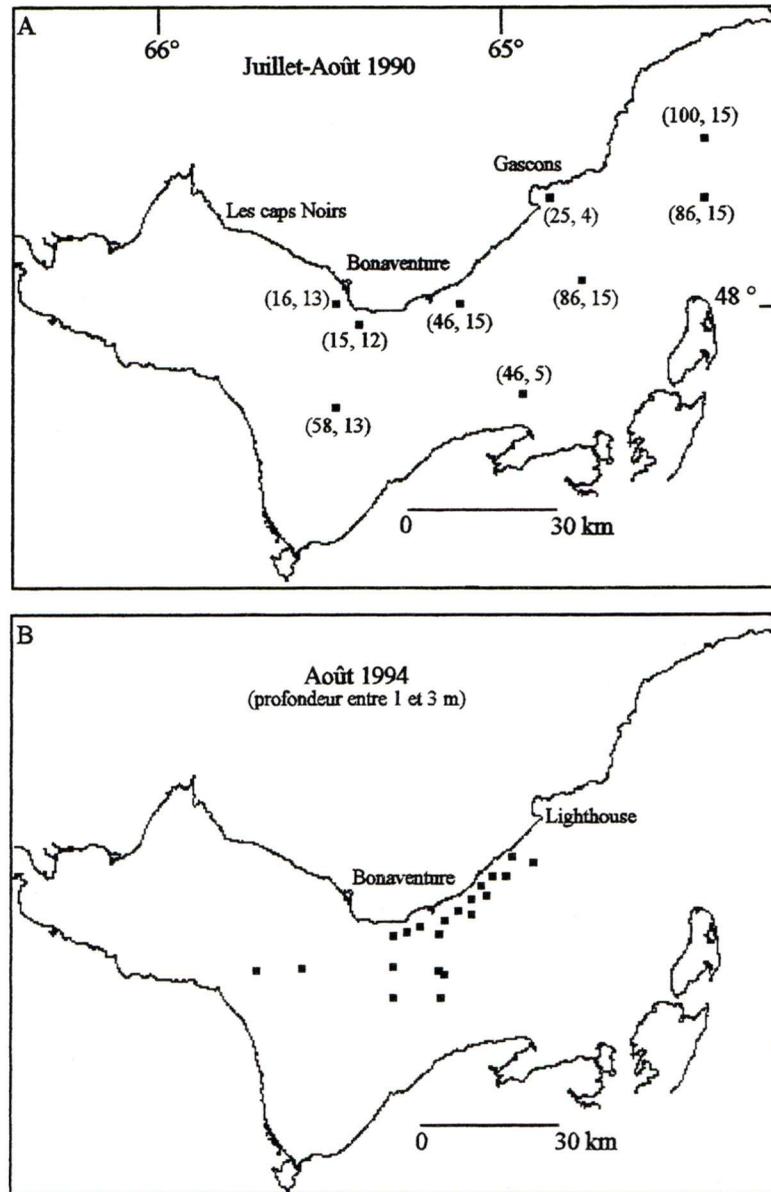


Figure 11. Positionnement des courantomètres *Aanderaa* (entre parenthèses sont indiquées la profondeur de la station suivie de celle de l'instrument) (A) et positionnement des prélèvements pour la mesure des concentrations en pigments chlorophylliens, en carbone organique dissous et en sédiments en suspension (B)

Tableau 9. Images AVHRR de 1994 sans couverture nuageuse utilisées dans cette étude

Date de l'image AVHRR	Satellite	Heure (GMT)
26-04-1994	NOAA 12	18 h 29
03-05-1994	NOAA 11	14 h 44
08-05-1994	NOAA 11	09 h 03
16-05-1994	NOAA 11	20 h 36
24-05-1994	NOAA 11	20 h 38
28-05-1994	NOAA 12	12 h 41
10-06-1994	NOAA 11	20 h 30
16-06-1994	NOAA 11	20 h 57
20-06-1994	NOAA 11	20 h 08
04-07-1994	NOAA 12	12 h 41
07-07-1994	NOAA 12	11 h 36
14-07-1994	NOAA 11	20 h 15
17-07-1994	-	-
20-07-1994	NOAA 11	20 h 42
30-07-1994	NOAA 12	11 h 38
09-08-1994	NOAA 11	10 h 09
23-08-1994	NOAA 12	20 h 26
24-08-1994	NOAA 12	12 h 38
25-08-1994	NOAA 11	10 h 12
26-08-1994	NOAA 11	21 h 30
27-08-1994	NOAA 11	21 h 18
28-08-1994	NOAA 12	12 h 52
03-09-1994	NOAA 11	21 h 32
09-09-1994	NOAA 12	11 h 52
22-09-1994	NOAA 12	12 h 11
26-09-1994	NOAA 12	12 h 24
07-10-1994	NOAA 12	11 h 46
13-10-1994	NOAA 12	12 h 56
19-10-1994	NOAA 12	23 h 52
26-10-1994	NOAA 12	11 h 34
03-11-1994	NOAA 12	23 h 27
08-11-1994	NOAA 12	23 h 19
16-11-1994	NOAA 12	12 h 20
26-11-1994	NOAA 12	12 h 03

Les données de salinité et de courantométrie ont été traitées de façon à saisir les variations de basse fréquence (2 à 10 jours). Pour éliminer les fluctuations diurne, semi-diurne et de haute fréquence, un filtre passe-bas d'une fréquence de coupure supérieure à 40 h a été appliqué aux données horaires (salinité et vitesse de courant). Puis, nous avons effectué des moyennes sur 2, 5 et 10 jours pour chaque station. Par la suite, nous avons interpolé les informations pour produire une carte de valeurs moyennes sur une période de basse fréquence de 2, 5 et 10 jours. Enfin, nous avons comparé les images produites pour déceler si les mêmes patrons dans l'espace-temps se répètent (fluctuations de basse fréquence). De la même façon que pour la température de l'eau de surface (images AVHRR), la limite de résolution spatiale de ces cartes est de 1 km².

Une campagne de terrain a été réalisée du 20 au 23 août 1994 dans le but de compléter la base de données reliée aux concentrations en pigments chlorophylliens et à leur variabilité de basse fréquence. Nous avons mis l'accent sur la variabilité spatiale plutôt que temporelle puisqu'il a été démontré dans les études précédentes, dans notre secteur d'étude (Mingelbier, 1995) que la répartition des pigments chlorophylliens présente une constante dans le temps (été et automne 1991), mais une variabilité géographique importante. Dans le cadre de cette campagne, 21 échantillons ont été prélevés (figure 11 B), entre 1 et 3 m de profondeur, avec une bouteille Niskin de quatre litres. Les échantillons ont été préservés d'après les méthodes standard décrites par Strickland et Parsons (1972) et par Tupas *et al.* (1994). Les concentrations en pigments chlorophylliens ont été déterminées avec la méthode fluorométrique décrite par Parsons *et al.* (1984). Finalement, suite à cette campagne de terrain et pour la période du 20 au 23 août, une carte de répartition des pigments chlorophylliens a été produite par interpolation linéaire. Cette carte possède la même limite de résolution spatiale (1 km²) que les autres cartes de paramètres.

4.2.2. Interprétation des paramètres du niveau 1

A. Température de l'eau

Dans un premier temps, les 34 images AVHRR de températures de l'eau de surface sont visualisées, une à la fois, pour déceler les variations dans les patrons thermiques de surface. Par la suite, une température moyenne est extraite d'un polygone commun à toutes les images (figure 10). L'analyse de la température moyenne extraite de ce polygone et mise en relation avec les images AVHRR permet de mettre en évidence une variabilité temporelle et spatiale (figure 12). En effet, les températures sont faibles ($< 10\text{ }^{\circ}\text{C}$) et les eaux de surface demeurent relativement homogènes (écart de température inférieur ou égal à $2,5\text{ }^{\circ}\text{C}$), pendant le printemps et l'automne 1994. En revanche, ces températures sont supérieures à $12\text{ }^{\circ}\text{C}$ et les eaux de surface présentent des fluctuations périodiques pendant la période estivale et particulièrement pendant le mois d'août (écart de température de $7,5$ à $10\text{ }^{\circ}\text{C}$). L'analyse de cette variabilité spatiale et temporelle permet de cerner deux états: homogène et hétérogène (figure 13). L'état homogène est observé pendant le printemps (avril à mai) et l'automne (octobre à novembre), alors que l'état hétérogène se produit durant l'été (juillet à août). Ce comportement de basse fréquence de la masse d'eau dans la baie des Chaleurs pendant l'été est intimement lié à la variabilité synoptique induite par le forçage des vents, le passage des systèmes de pression sur le golfe du Saint-Laurent et les perturbations induites par le courant de Gaspé (Piccolo and El-Sabh, 1993, 1994; Bonardelli *et al.*, 1993; Gan, 1995; El-Sabh and Ingram, 1995). En somme, les températures minimales sont reliées à l'état homogène, alors que les températures maximales sont observées pendant l'été et persistent pendant l'état hétérogène. Il est important de déterminer ces fluctuations puisqu'elles engendrent des écarts significatifs de températures. Le choix de sites maricoles, même pour un élevage estival, est donc intimement lié à la capacité de l'espèce à supporter de pareilles fluctuations (écart maximal de $10\text{ }^{\circ}\text{C}$).

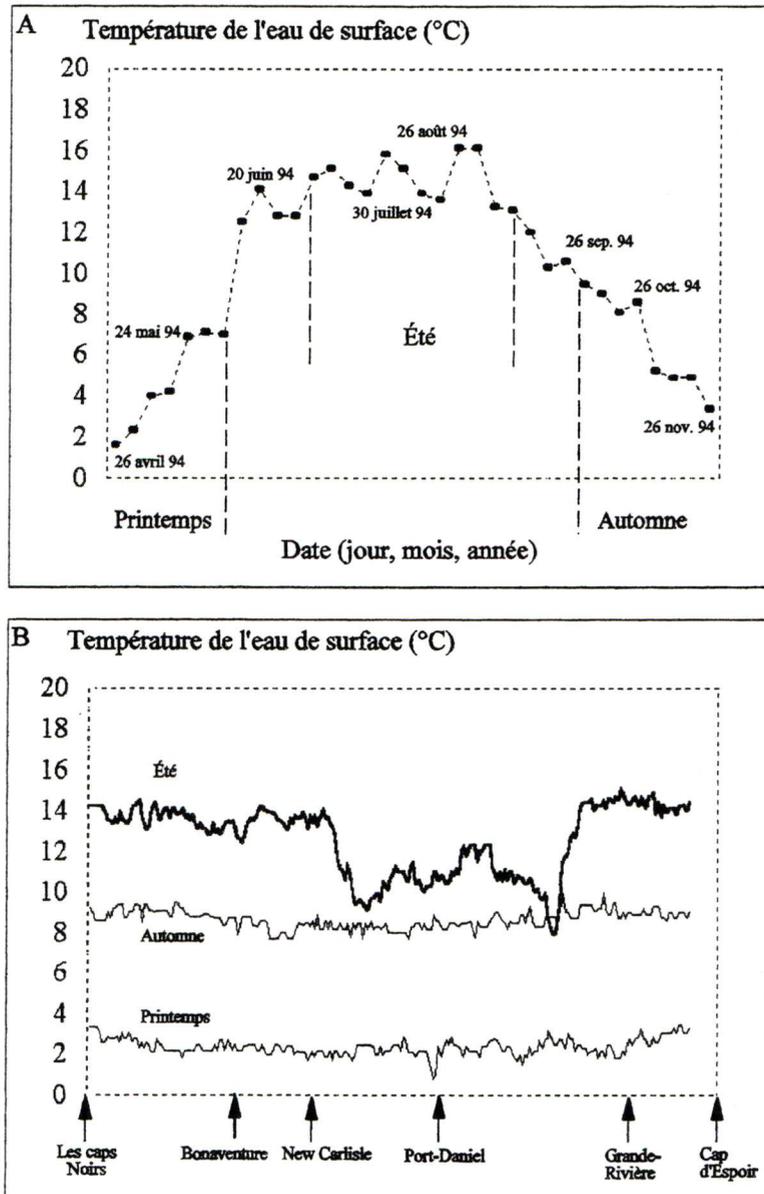


Figure 12. Variation temporelle (A) et spatiale (B) de la température de l'eau de surface extraite des images AVHRR de 1994

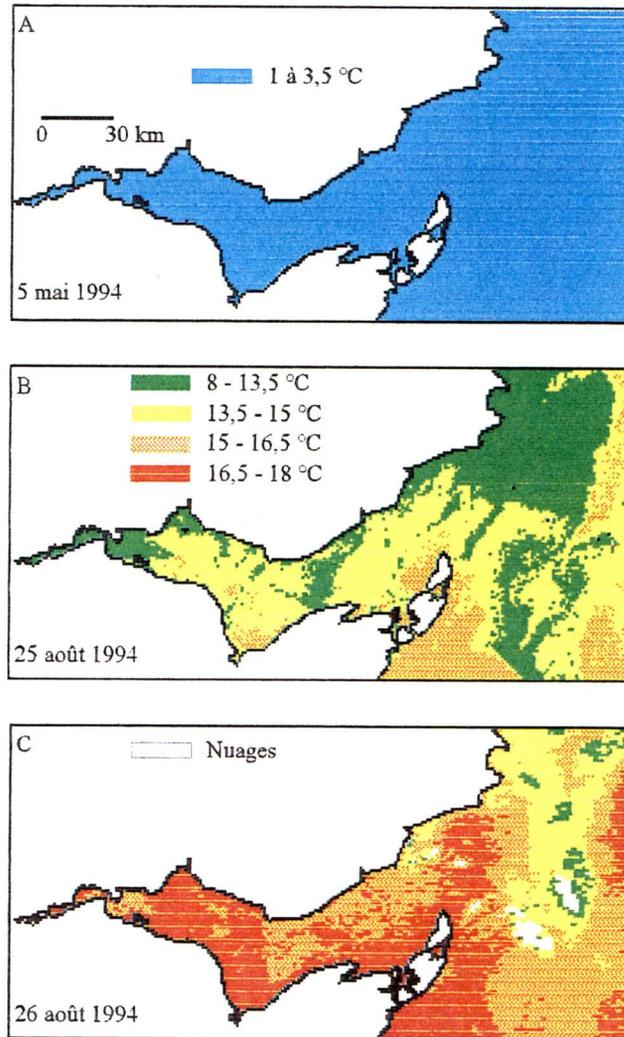


Figure 13. Images types des états homogène (A) (printemps-automne) et hétérogène (B, C) (été) dans la baie des Chaleurs en 1994

Par ailleurs, il est tout à fait important de souligner que les images AVHRR ne donnent qu'une idée de la température dans les premiers millimètres d'eau. L'information en profondeur est obtenue grâce aux profils *STD*. Ces derniers ont été réalisés en 1990, 1991 et 1994, dans la partie centrale et à l'entrée de la baie (Le Quéré, 1992; OPEN, 1995; Castonguay, 1996). Ils permettent de donner une vue générale de la variabilité de la T/S, de la stratification et des masses d'eau dans la baie des Chaleurs. Les eaux de surface présentent un faible écart de température et de salinité pendant l'été et l'automne (figure 14 A et B). La stratification de la colonne d'eau ne présente pas une évolution particulière dans le temps. Donc, les températures de surface des images AVHRR sont représentatives d'une couche d'eau de surface de 10 à 15 m d'épaisseur. Il est intéressant de souligner que la baie des Chaleurs présente trois masses d'eau (Le Quéré, 1992). La distinction entre les trois masses d'eau est justifiée par le flux d'écoulement opposé dans les deux couches supérieures, soit pendant les résurgences d'eau froide ou les décharges d'eau douce. La première masse d'eau est définie par un isopycnal de 23 kg m^{-3} , lequel correspond à un isotherme de $10 \text{ }^\circ\text{C}$ et à une salinité de 30 ‰ . La deuxième masse d'eau, formant la thermocline, correspond à une densité maximale de 25 kg m^{-3} , à une température de $1 \text{ }^\circ\text{C}$ et à une salinité de $31,5 \text{ ‰}$. La troisième masse d'eau possède une densité supérieure à 25 kg m^{-3} et correspond à une température de $1 \text{ }^\circ\text{C}$ et à une salinité de $31,5 \text{ ‰}$. La première masse d'eau peut avoir une profondeur moyenne variant de 14 à 33 m. La profondeur moyenne de la deuxième masse d'eau varie de 30 à 57 m, alors que la troisième masse d'eau peut atteindre 40 m d'épaisseur.

B. Salinité et vitesses du courant

Pour que les données de salinité et de courants soient intégrées avec les données sur les concentrations en pigments chlorophylliens, lesquelles couvrent une courte période estivale

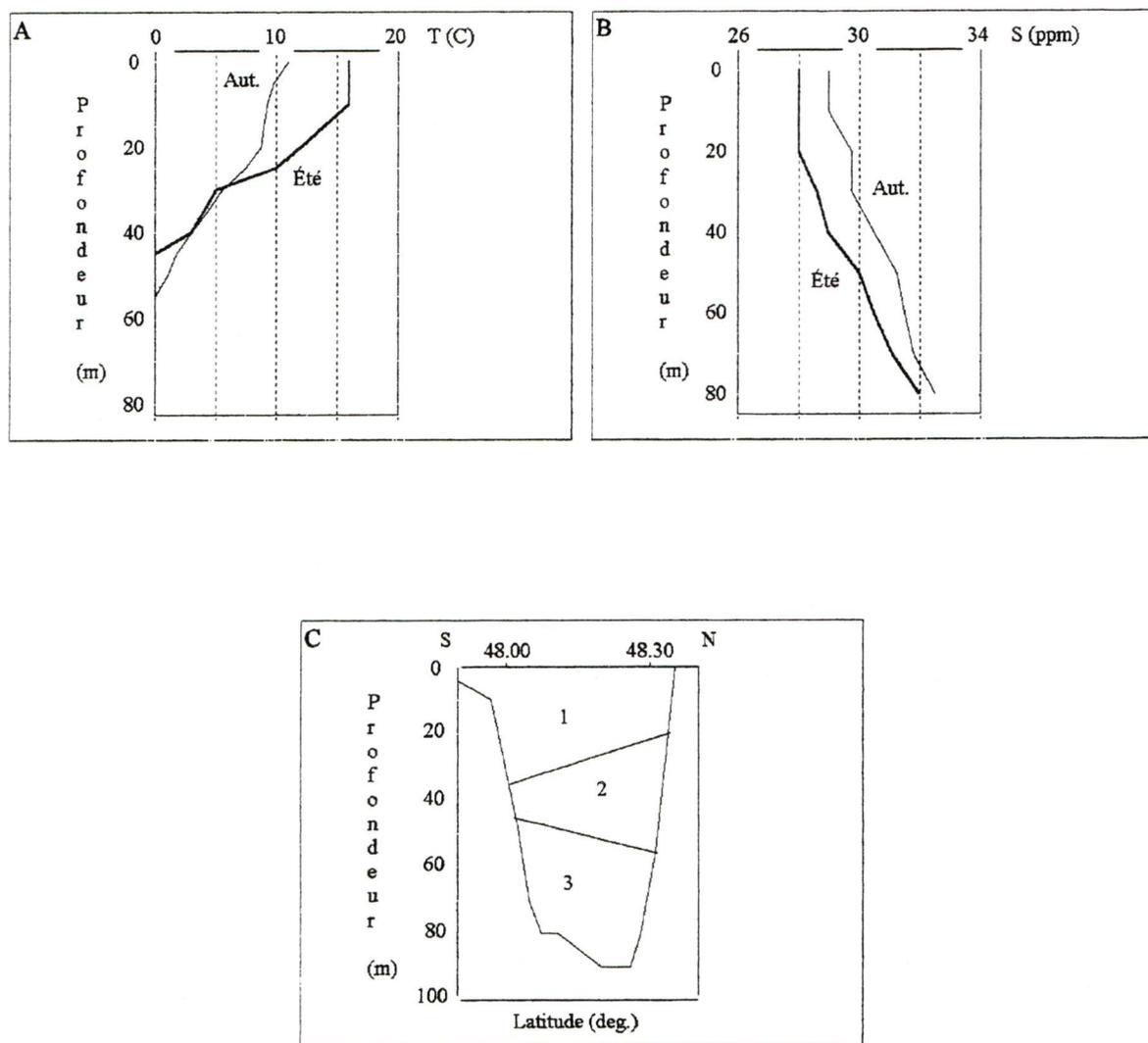


Figure 14. Profils *STD* types à la baie des Chaleurs (A, B) et section transversale montrant les trois masses d'eau (C)

(environ 5 jours), il a été nécessaire de cerner leur variabilité pendant cette même période. En effet, les données de salinité et de vitesses du courant ont été filtrées et des cartes de basse fréquence ont été produites pour une même période de cinq jours.

La salinité varie de 27,5 à 30 ‰ dans la couche de surface pour une période de basse fréquence de cinq jours (figure 15 A). Si on tient compte des résultats de Cardinal (1967), la salinité ne présente pas une variation marquée, même pendant la période printanière, soit 26,4 et 25,1 ‰ respectivement pour les mois de mai et juin par rapport à 29,9 et 28,6 ‰ pour les mois de janvier et février. Dans ce cas, les valeurs moyennes de basse fréquence peuvent être considérées comme des conditions moyennes de variation de la salinité dans la baie des Chaleurs.

Les vitesses du courant varient de 0 à 0,08 m.s⁻¹ dans la couche de surface pendant une période de basse fréquence de cinq jours (figure 15 B). Nous avons mis l'accent sur la composante U (vitesse de courant parallèle au trait de côte), puisque la circulation est cyclonique dans la baie (sens contraire de l'horloge). Cette composante se dirige à l'intérieur de la baie (zones bleue et verte, valeurs négatives sur la figure 15 B), alors que, dans la partie sud, cette composante se propage vers l'extérieur de la baie (zone jaune, valeurs positives). Cette situation est la conséquence des courants induits par les résurgences d'eau froide (Le Quéré, 1992; Bonardelli *et al.*, 1993) et par les fluctuations du courant de Gaspé (El-Sabh et Ingram, 1995). Des résultats d'étude du courant similaires ont été obtenus par des courantomètres placés à Gascons et à Bonaventure, en 1985, 1986 et 1987 (Bonardelli *et al.*, 1993). Ces auteurs concluent que les vitesses du courant de basse fréquence sont similaires aux vitesses moyennes. Dans ce cas, nous considérons que les vitesses du courant de basse fréquence représentent des conditions moyennes dans la baie des Chaleurs.

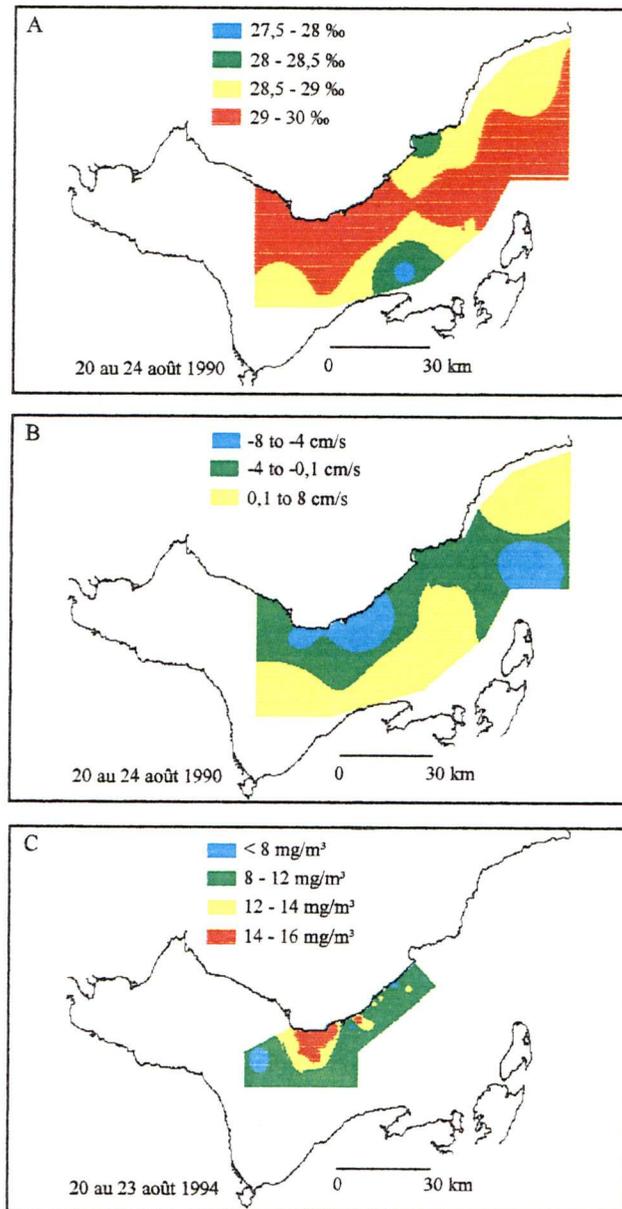


Figure 15. Salinité (A) et vitesses du courant (B) pour une période de basse fréquence de cinq jours et répartition des concentrations en pigments chlorophylliens pour la même période d'environ cinq jours (C) (les valeurs négatives indiquent que le sens du courant est vers l'intérieur de la baie, le cas contraire pour les valeurs positives)

C. Pigments chlorophylliens

Les résultats de l'évolution temporelle saisonnière des concentrations en pigments chlorophylliens (chlorophylle-a essentiellement) montrent une forte variabilité entre le printemps et l'été, mais une constance des concentrations pendant la période estivale (Lambert, 1983; Mingelbier, 1995; Tamigneaux, 1996). Les concentrations mesurées dans la couche euphotique par Lambert (1983), entre la mi-mai et fin août 1978, suggèrent que la floraison printanière était dans sa phase terminale, passant de 28 à 2 mg.m⁻³, respectivement de la mi-mai à juin. Pendant la période de juin à août, ces concentrations étaient constantes dans le temps (1 à 3 mg.m⁻³). Enfin, l'amplitude de ces variations temporelles s'intensifie de l'ouest vers l'est. De la même façon, en 1991, la variabilité spatio-temporelle estivale des pigments chlorophylliens de la couche euphotique montre une constante dans le temps, mais non dans l'espace (Mingelbier, 1995; Tamigneaux, 1996). Du point de vue temporel, l'écart des concentrations était de 0,5 à 1,75 mg.m⁻³, avec une moyenne de 1,3 mg.m⁻³ durant toute la période d'échantillonnage (21 août au 10 octobre 1991). Au contraire, la variation horizontale était plus importante que la variation temporelle. Les cartes de répartition des pigments chlorophylliens montraient de fortes concentrations au centre et le long de la côte sud de la baie, mais également à l'extrême est et le long de la côte nord. Cette variabilité spatiale en pigments chlorophylliens, observée par Mingelbier (1995), reflète un environnement dynamique, causé par des événements successifs de remontée d'eau froide, par des tempêtes et par des intrusions/extrusions du courant de Gaspé. La constance dans le temps et la variabilité dans l'espace des concentrations en pigments chlorophylliens ont nécessité un échantillonnage «étroit» dans la partie exposée de la baie (Bonaventure-Lighthouse) vers le golfe du Saint-Laurent. Cet échantillonnage, réalisé en 1994 a confirmé ce patron (constance dans le temps pendant la période estivale), lequel a été observé auparavant par Lambert (1983) et par Mingelbier (1995). Les concentrations moyennes étaient de 10,8 (± 3), 10,7 (± 6,1) et 12,9 (± 2,6)

mg.m⁻³, respectivement pendant les 20, 22 et 23 août 1994. De plus, il n'y a pas eu de tendance nord-sud, ni est-ouest, mais la mise en place de secteurs isolés beaucoup plus concentrés que d'autres (figure 15 C). Les concentrations supérieures à 8 mg.m⁻³ sont observées dans la partie de la baie où se produisent des fluctuations successives d'eau froide (faible température, forte salinité). Ces fortes concentrations sont probablement occasionnées par la présence de phytoplancton de taille variant de 20 à 200 μm . En effet, il faut mentionner que cette taille supérieure à 20 μm est reliée à la remontée d'eau froide et qu'elle est dominante dans la baie des Chaleurs au début de l'été et à la fin de l'automne (Mingelbier, 1995; Tamigneaux, 1996). Les faibles concentrations en pigments chlorophylliens au large de la côte nord, pendant la saison estivale, peuvent être expliquées par : 1) la forte stratification de la colonne d'eau pendant cette période; en effet, la stratification est causée par le flux de chaleur de l'atmosphère, combiné au faible forçage par les marées, lesquelles réduisent les échanges entre les eaux profondes riches en nutriments et les eaux de surface (El-Sabh and Chassé, 1992), 2) la dominance d'une communauté phytoplanctonique dont la taille est inférieure à 5 μm (Mingelbier, 1995; Tamigneaux, 1996) et 3) l'alternance entre des conditions stables et instables qui résultent de la remontée d'eau froide, ne stimulant pas la croissance de phytoplancton de taille supérieure à 20 μm .

En résumé, la constance et la dominance de l'ultraplancton (plancton < 5 μm) pendant l'été et l'automne sont des indices qui reflètent que la production primaire dans la baie des Chaleurs donne lieu à un réseau microbien actif (interactions complexes entre les bactéries, l'ultraphytoplancton et le microzooplancton). La biomasse est maintenue à un niveau bas et constant par le microzooplancton (copépodes et larves de bivalves). En effet, ces brouteurs maintiennent les concentrations des grandes cellules phytoplanctoniques à des niveaux faibles durant l'été et l'automne. Le concept de réseau microbien est un système de maintenance, observé dans tous les environnements marins (Riegman *et al.*, 1993). La présence de *bloom*

printanier ou de secteurs isolés de phytoplancton de tailles supérieures à 20 μm n'est que la réponse du milieu à l'influence de facteurs abiotiques, tels la température et les nutriments. Selon ce point de vue, le système de maintenance est toujours présent dans les environnements marins et il est caractérisé par un équilibre apparemment stable ou stationnaire dans la baie des Chaleurs (Legendre and Rassoulzadegan, 1995), puisque la biomasse et la production totale demeurent constantes dans le temps (Mingelbier, 1995; Tamigneaux, 1996). La source de nourriture, par sa constance temporelle (estivale du moins), ne semble pas être un facteur limitatif. Ceci est un autre argument en faveur du choix des eaux de surface de la partie centrale de la baie des Chaleurs pour identifier des secteurs potentiels maricoles.

4.2.3. Module d'indices du potentiel aquicole

Avant de produire une carte régionale d'indices du potentiel maricole, le décideur doit transformer les cartes des paramètres en leur carte d'indice respectif. Cette transformation s'effectue à l'aide du module : indices du potentiel aquicole, niveau 1 (*api_11*) et niveau 2 (*api_12*). Dans un premier temps, ce module est décrit alors que, dans un deuxième temps, une application du module est réalisée avec les paramètres du niveau 1, puis avec les paramètres du niveau 2.

A. Description du module

La description du module comprend l'identification du problème et de l'ensemble des paramètres (leurs types), leurs échelles de mesure et la nature des résultats des évaluations.

Avant de rédiger le module ou programme informatique, le décideur doit analyser le problème dans ses moindres détails et facettes. Cette analyse a été menée dans l'étape de structure du PDRS, où nous avons hiérarchisé le problème de **choix** de sites maricoles en trois niveaux. Par la suite, nous avons effectué une liste des informations de départ et de référence (base de données).

Le projet du module représente la base de la réalisation d'un programme informatique, à partir duquel le décideur réalise un cahier de charges. Ici, nous pouvons définir trois méthodes de gestion systématique de projet d'après Rosenbaum et Schölles (1991) :

1) la méthode *bottom-up*, qui consiste à subdiviser un grand problème en plusieurs petites procédures, puis de rassembler le tout en un programme informatique exécutable; cette méthode est appliquée à des projets dont le décideur garde toujours en tête la structure générale ou globale pour ne pas programmer des solutions partielles, mais impossibles à réunir;

2) la méthode *top-down*, où l'utilisateur répartit le programme informatique en unités fonctionnelles pouvant à leur tour se subdiviser; le but de cette méthode est d'obtenir des petites unités spécialisées, lorsque l'analyse préalable a été suffisamment poussée;

3) la programmation structurée, où le programme informatique est subdivisé en unités logiques, chacune est testée, intégrée dans le corps principal et à nouveau testée.

C'est cette dernière méthode que nous allons adopter puisque le module doit être subdivisé en deux unités, soit *api_l1* (paramètres du niveau 1) et *api_l2* (paramètres du niveau 2); le module a été écrit en langage Turbo Pascal (version 7.0), puis intégré au logiciel Idrisi (version 4.1). Les informations sont sous forme de fichiers de paramètres et présentent les

caractéristiques suivantes :

- l'ensemble des paramètres est discret, soit 16 paramètres, hiérarchisés en 2 niveaux;
- l'information sur les paramètres est de type déterministe (mesures par télédétection et *in situ*);
- les paramètres sont de nature cardinale au niveau 1, ordinale et cardinale au niveau 2;
- l'information inter-critère pouvant être connue (exemple température/salinité) et le décideur est en mesure d'évaluer l'importance relative des paramètres (poids);
- les fichiers de sortie sont des cartes de type réel, où les valeurs sont situées entre [0 .. 1].

B. Application du module : production de la carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole

La carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole des eaux de surface de la partie centrale de la baie des Chaleurs est la combinaison de l'ensemble des cartes d'indices du potentiel maricole de la température de l'eau de surface, de la salinité, des vitesses du courant et des concentrations en pigments chlorophylliens.

La carte d'indice du potentiel aquicole de la température de l'eau de surface est obtenue de cette façon : 1) les images AVHRR de températures maximale et minimale sont transformées en indices du potentiel aquicole, puis 2) une image d'indice du potentiel aquicole moyen est produite à partir des deux images d'indices.

Les cartes de basse fréquence (5 jours) de la salinité, des courants et de la répartition des pigments chlorophylliens sont également transformées en leur carte d'indices du potentiel aquicole respectif. La période de 5 jours représente une période moyenne de basse fréquence et elle domine les fluctuations de basse fréquence pour la salinité et les vitesses du courant (Le Quéré, 1992).

La somme algébrique pondérée permet d'obtenir la carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole (figure 16 A). À ce niveau, les différentes cartes d'indices du potentiel aquicole pour chaque paramètre sont également pondérées (même poids relatif de 0,25). Ainsi, le potentiel maricole de la baie des Chaleurs est identifié entre 0,25 à 0,5 et entre 0,5 à 0,75. Le secteur à potentiel maricole de 0,5 à 0,75 couvre une superficie d'environ 300 km², alors que le secteur de potentiel de 0,25 à 0,5 représente une superficie de 351 km². La localisation de la zone de potentiel maricole de 0,5 à 0,75 est prévisible compte tenu des fluctuations périodiques des masses d'eau (température/salinité/courants) riches en pigments chlorophylliens. Ces conditions impliquent un environnement favorable à une productivité biologique élevée. Il est important de noter que cette carte représente une situation donnée (période estivale de basse fréquence de cinq jours), même si on tient compte de la variabilité saisonnière de la température. Cette situation est intimement liée à la nature même de l'environnement marin et à sa perpétuelle évolution dans l'espace et dans le temps.

C. Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité de la carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole des eaux de surface de la partie centrale de la baie des Chaleurs tient compte des variabilités spatiale et temporelle de chaque paramètre. Les variabilités temporelles (saisonnière et de basse fréquence) des paramètres sont identifiées, particulièrement pour la température de

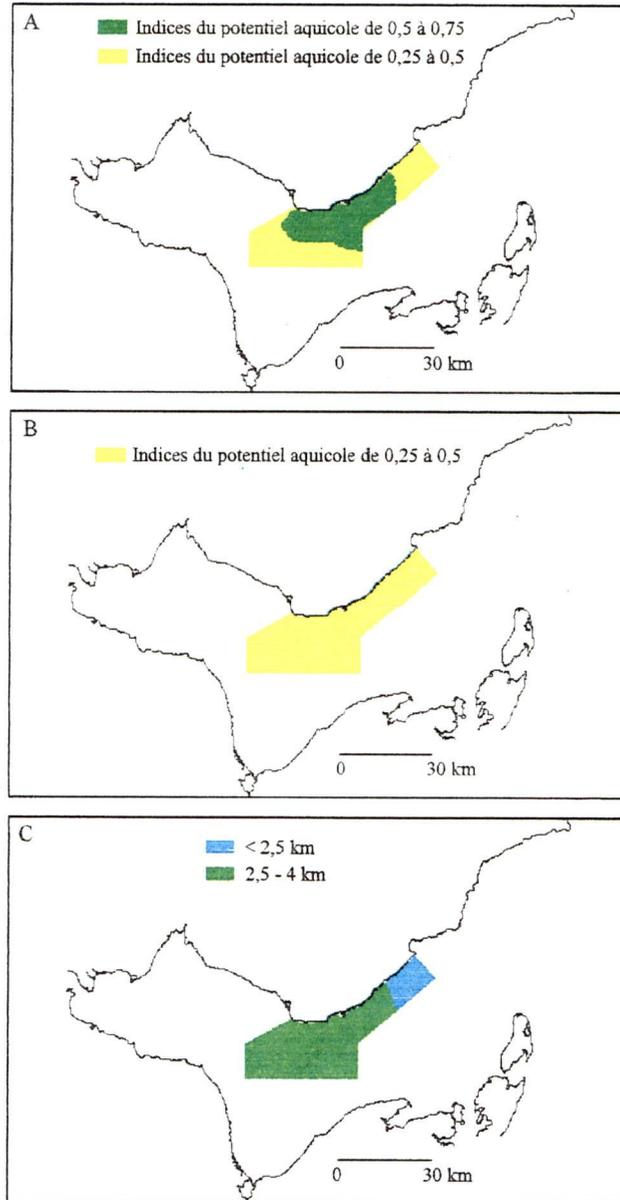


Figure 16. Carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole de la baie des Chaleurs en 1994 (A); même carte avec une erreur de 50 % sur les paramètres (B) et écart-type de fluctuation de la couche de surface (C)

l'eau de surface. La salinité, les courants et la concentration en pigments chlorophylliens sont des conditions moyennes des masses d'eau de surface pendant la période estivale sans glace dans la baie des Chaleurs. Toutefois, la salinité n'excède pas 33,3 ‰, mais elle peut atteindre 10,8 ‰ très près de la côte (Cardinal, 1967). D'un autre côté, les vitesses du courant ainsi que les concentrations en pigments chlorophylliens peuvent varier avec les saisons. Ainsi, on introduit une erreur de 50 % dans chacun des paramètres. Pour introduire cette erreur, on divise les cartes de répartition de la salinité (figure 15 A), des courants (figure 15 B) et des concentrations en pigments chlorophylliens (figure 15 C) par 2. Par la suite, on produit de nouvelles cartes d'indices du potentiel aquicole en utilisant les mêmes indices du potentiel aquicole (section 3). La somme algébrique pondérée de ces nouvelles cartes permet de produire une carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole incluant une erreur de 50 % sur chaque paramètre (figure 16 B). Ainsi, avec une erreur de 50 %, l'aire de potentiel maricole de 0,25 à 0,5 couvre toute la zone. Ce résultat est principalement dû à la vitesse du courant ($\leq 4 \text{ cm.s}^{-1}$). D'habitude, dans les environnements à haute énergie ($> 16 \text{ cm.s}^{-1}$), les fortes vitesses du courant inhibent le système de filtration des organismes et réduisent par conséquent leur taux de croissance. Cependant, les études effectuées par Claereboudt *et al.* (1994), dans la baie des Chaleurs (baie de Port-Daniel), ont montré que les vitesses du courant de l'ordre de 16 cm.s^{-1} sont favorables, seulement si les pétoncles étaient maintenus en suspension dans des paniers d'élevage.

La variabilité spatiale de l'ensemble température, salinité et pigments chlorophylliens est reliée au déplacement des masses d'eau par les courants, lesquels sont induits par les gradients de pression. Cet exercice d'analyse de sensibilité spatiale de la carte préliminaire régionale est important pour déterminer le déplacement horizontal des secteurs potentiels maricoles identifiés auparavant.

Le déplacement des particules passives par advection horizontale dépend des vitesses du

courant et de l'intervalle de temps pendant lequel elles agissent. Ce déplacement, dû aux fluctuations des courants, peut être estimé, d'après Loder *et al.* (1988), de cette façon :

$$L = \frac{U_i T_i}{2\pi}$$

où L (m) est l'écart-type du déplacement pour chaque bande de fréquence; U_i est l'écart quadratique moyen (rms) de la composante U du courant ($m.s^{-1}$) et T_i est la période moyenne (s) (5 jours dans notre cas). Le déplacement horizontal se fait sur $2L$. Le résultat de cette formule ne tient pas compte des gradients de la composante U du courant et néglige la composante V , perpendiculaire à la côte. L'écart-type du déplacement peut être comparé au déplacement net, lequel est égal au produit de la composante U du courant moyen par la période moyenne.

L'écart-type de déplacement des particules et des masses d'eau est inférieur ou égal à 4 km (figure 16 C). Cette erreur spatiale (± 4 km dans un cas extrême) est peu significative puisque la zone de potentiel maricole de 0,5 à 0,75 s'étend sur environ 28 km. Il est étonnant de constater que dans l'étude de Claereboudt *et al.* (1994), les deux sites (Gascons-Lighthouse) sont distants de 3,5 km, soit une distance sensiblement égale à l'erreur spatiale (± 4 km). Il faut rappeler que les caractéristiques environnementales des deux sites sont presque identiques, sauf pour les vitesses du courant, qui sont de 0,09 et de 0,16 $m s^{-1}$, respectivement à Gascons et à Lighthouse. Toutefois, les deux sites présentent un potentiel maricole optimal. Ceci suggère que l'échantillonnage pourrait s'effectuer à une échelle supérieure à 1 km^2 . Ce qui réduirait le coût dans la détermination des paramètres et du suivi subséquent.

Des résultats similaires (en terme d'écart-type de déplacement) sont obtenus par Bonardelli

et al. (1993), entre 1985 à 1987, à Gascons, Bonaventure et Carleton. Ces auteurs ont montré que les courants de basse fréquence (valeurs moyennes sur 2 à 10 jours) sont plus appropriés à déplacer les particules passives que les courants tidaux (24 h) ou de haute fréquence (< 24 h). Parallèlement, pour une période supérieure à 5 jours, le déplacement des particules passives (phytoplancton, larves, œufs, etc.) est dominé par les courants moyens. De plus et à titre d'exemple, les courants moyens estivaux prennent 14 jours pour transporter vers l'intérieur de la baie des Chaleurs les particules passives sur 47 km, entre Gascons et Bonaventure (Bonardelli *et al.*, 1993). En automne, les courants de basse fréquence, avec un écart-type du déplacement de 1 à 3 km, ne peuvent transporter les particules passives d'une station à l'autre, sauf pendant les vents de tempête (Bonardelli *et al.*, 1993).

4.2.4. Acquisition et analyse des paramètres du niveau 2

Dans la section 3, nous avons déterminé l'importance relative de chaque paramètre par rapport aux différentes zones maricoles. Les paramètres du niveau 2 qui rentrent en considération dans la zone maricole infralittorale des eaux de surface de la baie des Chaleurs sont : 1) la bathymétrie, 2) les sédiments en suspension, 3) les vents, 4) les vagues, 5) le débit d'eau douce, 6) la glace marine, 7) le carbone organique dissous, 8) les aires de pêche et 9) les sources de pollution. La géomorphologie littorale est également considérée dans le cas de la baie des Chaleurs, mais en terme d'accessibilité à la zone maricole infralittorale de surface.

L'objectif de l'estimation et de l'analyse des paramètres du niveau 2 est de déterminer leur influence sur la carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole. Le décideur peut donc analyser chaque paramètre à la fois, en tenant compte de l'influence de chacun

sur la carte préliminaire régionale, ou analyser tous les paramètres et par la suite les comparer deux à deux par rapport à la carte préliminaire dans une matrice d'évaluation. C'est cette deuxième démarche que nous adoptons puisqu'elle tient compte de l'approche hiérarchique et du modèle multicritère.

A. Paramètres géomorphologiques et sédimentologiques

Les paramètres géomorphologiques et sédimentologiques du niveau 2 englobent la géomorphologie littorale, la bathymétrie et les sédiments en suspension. Ces derniers seront traités avec les concentrations en carbone organique dissous puisqu'ils ont été prélevés ensemble.

La géomorphologie littorale provient de l'interprétation de photographies aériennes noir et blanc, à l'échelle du 1 : 15 000 (Lessard et Dubois, non publié). L'information recueillie à partir de ces photographies a été cartographiée à l'échelle du 1 : 20 000, puis numérisée à l'aide du système *Atlas GIS*. Les résultats de la photo-interprétation sont vérifiés à l'aide d'observations sur le terrain, effectuées entre les caps Noirs et Port-Daniel (Lessard et Dubois, non publié). Plusieurs segments de côte ont été identifiés : une côte formée de falaises actives ou stables, une côte rocheuse et une côte de dépôts meubles (figure 17 A).

Les falaises rocheuses sont composées d'un mélange de conglomérats, de grès et de schistes argileux rouges. Les plages et les zones d'accumulation qui se trouvent au pied des falaises sont composées de sable et de gravier. Il est important de noter que la dérive littorale n'est pas incluse dans la production de la carte de géomorphologie littorale de la baie des Chaleurs. Ceci est dû à la non-disponibilité de cette information. À marée basse, la zone intertidale peut être à découvert sur une dizaine de mètres au maximum (Lambert, 1992).

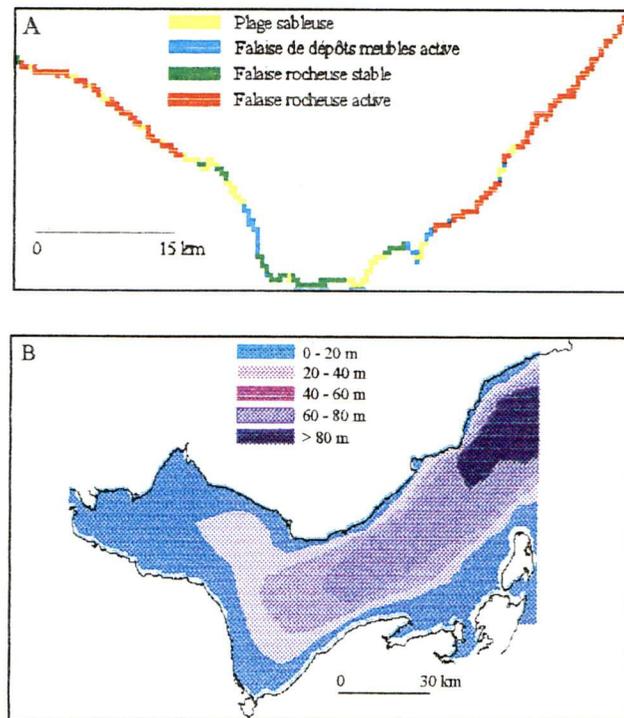


Figure 17. Géomorphologie littorale (A) et bathymétrie (B) de la baie des Chaleurs

Les données bathymétriques, de type numérique (contours d'isobathes) ont été fournies par le Ministère des pêches et des océans du Canada (Direction de l'habitat du poisson). Elles ont été numérisées à partir d'une carte marine au 1 : 150 000. Par le biais de l'interpolation linéaire, une carte matricielle, d'une limite de résolution de 1 km² est produite (figure 17 B). La bathymétrie dans la baie des Chaleurs augmente en allant vers l'est et atteint un maximum de 104 m à l'entrée de la baie, alors que la profondeur moyenne est de 43 m (Bonardelli *et al.*, 1993). Il est important de remarquer que la zone maricole infralittorale test est proche du trait de côte. En effet, dans cette partie exposée de la baie, la transition entre les zones maricoles «intertidale-sublittorale» et «infralittorale» est rapide. La profondeur augmente sensiblement en allant vers le large et il faut parcourir moins de 2 km pour arriver à la zone maricole infralittorale. Ceci est un argument qui a poussé le décideur à inclure la géomorphologie littorale dans les paramètres du niveau 2 pour le cas de la baie des Chaleurs.

Il faut rappeler que la géomorphologie littorale est traitée en terme d'accessibilité à la zone maricole infralittorale de surface. Même si elle est étudiée à une échelle spatiale fine (limite de résolution spatiale d'environ 15 m), la géomorphologie littorale est formée par des secteurs de côtes distinctes. Par exemple, dans la partie exposée de la baie, entre New-Carlisle et Port-Daniel, la côte est formée essentiellement de falaises rocheuses actives. Dans ce cas particulier, un échantillonnage beaucoup plus grossier peut être effectué. En terme de potentiel maricole, la géomorphologie littorale de la partie exposée de la baie des Chaleurs possède des indices du potentiel aquicole variant de 0,1 à 0,9 (figure 6 A).

Quant à la bathymétrie, la zone maricole infralittorale test s'étend sur des isobathes allant de 10 à 80 m. En terme de potentiel maricole, plusieurs indices sont possibles (figure 6 B). À prime à bord, une zone couvrant les isobathes de 10 à 40 m augmente le potentiel maricole et influence ainsi beaucoup plus la carte préliminaire régionale d'indices du

potentiel maricole. Il faut rappeler que cette carte possède une limite de résolution spatiale de 1 km², alors que la taille d'un site maricole est inférieure à cette limite. Par exemple, l'échantillonnage bathymétrique à une résolution de 150 m permet de localiser plusieurs sites maricoles dans un même pixel de la carte préliminaire régionale si et seulement si la profondeur d'eau varie de façon significative dans ce pixel de 1 km². Ceci n'est pas tout à fait le cas dans la zone test de la baie des Chaleurs.

B. Paramètres physiques

Les paramètres physiques du niveau 2 englobent les vents, les vagues, le débit d'eau douce et la glace marine.

a. Régime des vents

Les données disponibles sur les vents (vitesse et direction) proviennent de la station de Charlo et ont été fournies par le Service atmosphérique du Ministère de l'environnement du Canada. Ces données horaires couvrent la période de janvier à décembre de 1994 (en relation avec les images AVHRR de 1994). L'analyse de la vitesse du vent pendant l'année 1994 montre des fluctuations pour les vitesses maximales mensuelles, alors que les composantes U (vitesses parallèles au trait de côte) et V (vitesses perpendiculaires au trait de côte) présentent une même tendance (figure 18 A). Les mois de novembre à avril sont caractérisés par une vitesse généralement supérieure à 30 km h⁻¹ (8,5 m s⁻¹). Pendant, les mois de mai à octobre, les vitesses sont faibles, généralement inférieures à 35 km h⁻¹ (\approx 10 m s⁻¹). De façon générale, les directions préférentielles du vent sont vers le nord-est, en été, et vers le sud-est, en automne et en hiver.

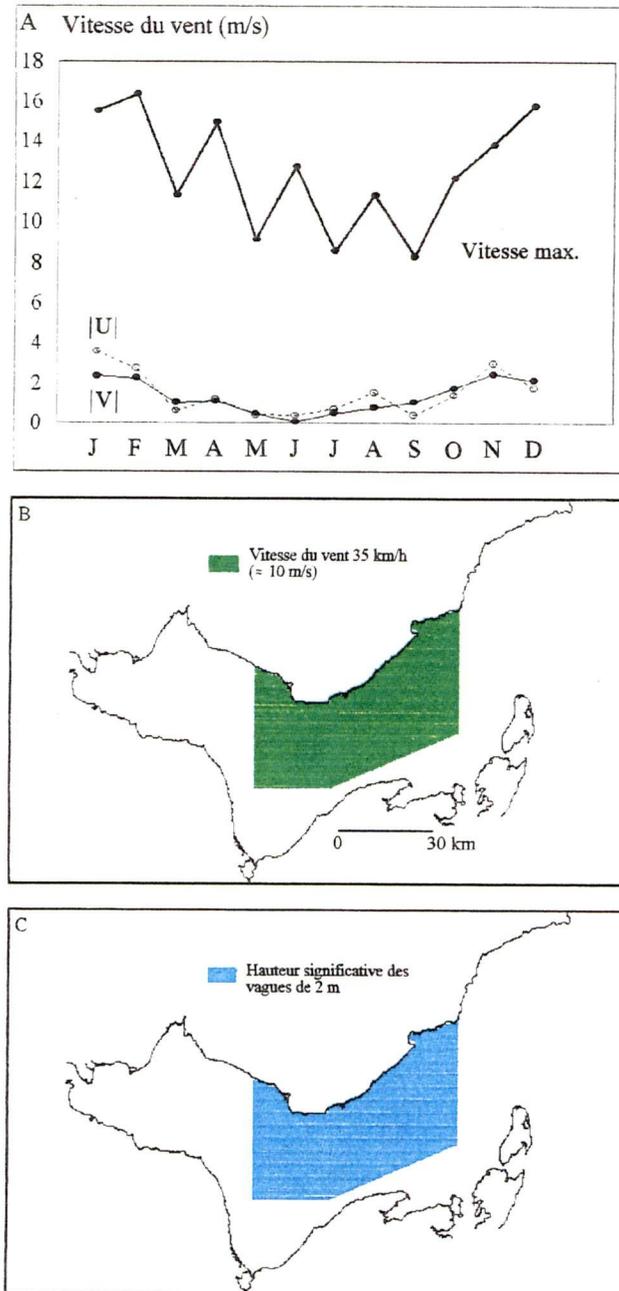


Figure 18. Vitesse maximale et composantes du vent à Charlo en 1994 (A) et images de la vitesse maximale du vent (B) ainsi que de la hauteur significative des vagues (C)

Ces résultats sont en accord avec ceux de Le Quéré (1992), pour l'année 1988. De plus, par le biais de l'analyse spectrale, Le Quéré (1992) a montré l'existence de deux pics dominants de la tension du vent (*wind stress*). Ces pics sont situés respectivement à environ 4,5 et 10 jours. Le pic associé à la composante M_2 de la marée (marée semi-diurne = 0,52 jour) est un à deux fois inférieur à celui des basses fréquences. Outre ces informations, il est intéressant de noter que la baie des Chaleurs est couverte de glace pendant 4 à 6 mois. En conséquence, on propose de produire une image (limite de résolution de 1 km²), où la vitesse du vent est de 35 km h⁻¹ (10 m s⁻¹ = vitesse maximale lorsque la baie n'est pas couverte de glace) (figure 18 B).

La maximisation de l'effet des vents est nécessaire pour minimiser les données du vent, qui proviennent d'une station à l'extrémité intérieure sud-ouest de la baie (station Charlo). En terme de potentiel maricole, ces vitesses de l'ordre de 10 m.s⁻¹ sont équivalentes à un faible indice du potentiel maricole de 0,2 (figure 7 B).

b. Vagues

Comme les données météorologiques (vitesse du vent, fetch) sont présentement disponibles sur de longues périodes, il est possible d'élaborer des méthodes permettant de prédire les caractéristiques des vagues à partir de ces données. Le détail de cette procédure a été discuté auparavant (section 3). Les données de vent prélevées à Charlo en 1994 ont servi à calculer la hauteur significative des vagues ($H_{1/3}$) et sa période (T) pour un fetch (F) égal à 100 km et g égale à 9,8 m.s⁻² (tableau 10).

Tableau 10. Hauteur significative des vagues (H) et sa période (T) pour les mois de mai à novembre 1994, calculées à partir des données du vent mesurées à Charlo

	mai	juin	juillet	août	sept.	oct.	nov.
H (m)	0,28	0,27	0,25	0,30	0,26	0,34	0,66
T (s)	1,95	1,90	1,85	1,97	1,94	2,18	3,00

Habituellement, les ondes de surface dues aux vents s'étendent de 1 à 30 secondes, ce qui les place dans la classe des vagues et des houles. De façon générale, les hauteurs significatives sont faibles, inférieures à 1 m. Toutefois, il faut noter que ces hauteurs ont été calculées à partir des vents mesurés à la station de Charlo, laquelle est située à l'intérieur de la baie. De plus, à cause de la présence de certaines rafales estivales et automnales, où la hauteur des vagues peut être supérieure à 1 m, on propose de produire une image (limite de résolution de 1 km²), avec une hauteur significative des vagues de 2 m, soit le double de la hauteur réelle, particulièrement lorsque la baie n'est pas couverte de glace (figure 18 C). En terme de potentiel maricole, ceci représente un faible indice du potentiel maricole, de 0,1 (figure 7 C).

c. Débit d'eau douce

Les données sur le débit d'eau douce couvrent les années de 1985 à 1988 et proviennent de l'étude de Le Quéré (1990) (figure 19 A). Ces informations, de type graphique, représentent le débit moyen d'eau douce de toutes les rivières déversées dans la baie des Chaleurs. La contribution principale provient de la rivière Ristigouche, avec environ le tiers de toute la quantité d'eau douce. Les autres rivières sont celles de la côte nord (Québec), soit Cascapédia, Matapédia, Bonaventure et petite Cascapédia, avec un maximum de 100 à 300

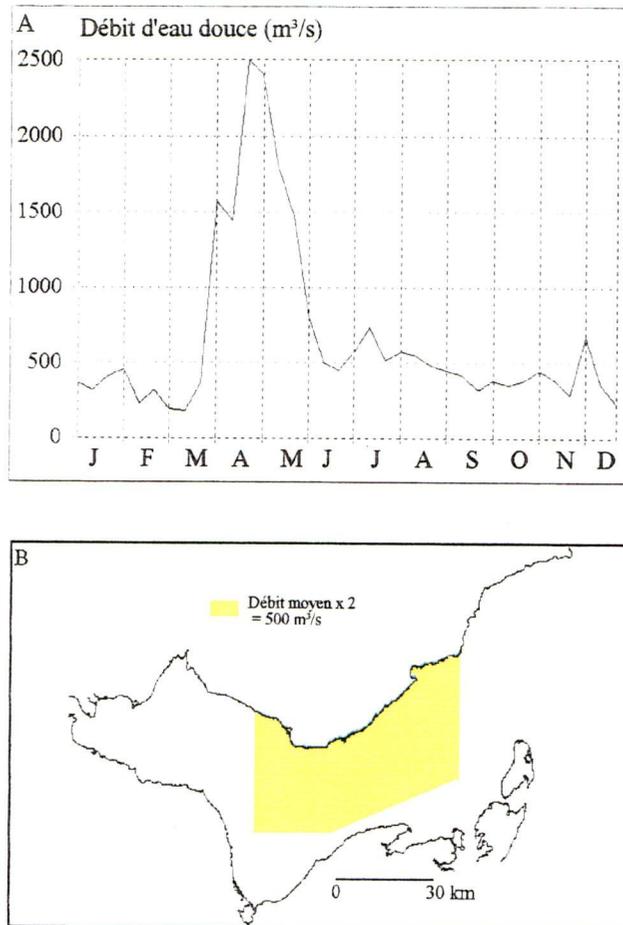


Figure 19. Débit moyen d'eau douce en 1988 dans la baie des Chaleurs (A) et image d'un débit moyen multiplié par 2 (B)

$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$. La rivière Nepisiguit, sur la côte sud (Nouveau-Brunswick), contribue par un maximum de $100 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$. Le pic d'eau douce est toujours présent au mois d'avril ou mai, avec un débit supérieur à $2\,000 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$. Un deuxième pic peut être observé pendant l'automne (octobre), lorsque les précipitations sont fortes. Toutefois, ce pic n'est pas nécessairement présent chaque année. En somme, le débit moyen annuel entrant dans la baie est de $1,5 \cdot 10^{10} \text{ m}^3$, lequel est équivalent à 8 % du volume total de la baie des Chaleurs. Toutefois, il demeure évident que ce débit n'est pas assez significatif pour influencer les masses d'eau dans la partie exposée au processus marin, soit entre Bonaventure et Grande-Rivière (Gan, 1995). De plus, la circulation est cyclonique (sens contraire de l'horloge) dans la baie. Donc, le débit d'eau douce provenant du Nouveau-Brunswick (50 % du total) n'influence pas beaucoup la côte nord de la baie des Chaleurs.

Outre ces informations quantitatives, la décharge fluviale dans la baie des Chaleurs n'a pas été identifiée sur les images AVHRR. Ceci est dû à la résolution spatiale du capteur et à l'homogénéité des masses d'eau dans la baie pendant le printemps et l'automne, les deux saisons pendant lesquelles s'effectuent les décharges fluviales. Malgré ces faits, et de la même façon que pour la vitesse du vent et la hauteur significative des vagues, nous avons produit une image d'une limite de résolution de 1 km^2 , du débit moyen (incluant un biais de 50 %) (figure 19 B). En terme de potentiel, cette image est équivalente à un indice du potentiel maricole de 0,75 (figure 7 D).

d. Glace marine

Toute la baie des Chaleurs est couverte de glace et de neige (plus de 90 % de sa surface) entre le début de janvier à la fin d'avril (Cardinal, 1967). La présence de la glace durant ces mois d'hiver limite considérablement l'installation de structures maricoles (cages et

filières flottantes, etc.). La plus importante conséquence de cette présence de glace est la destruction de ces structures, particulièrement lors de la fonte printanière, par les déplacements des blocs de glace.

Les données sur la couverture de glace proviennent du Ministère de l'environnement du Canada. Ces données, prises en 1994 et 1995 sont présentées sous forme de cartes quotidiennes à l'échelle du 1 : 20 000 000. Cette échelle couvre l'ensemble du golfe du Saint-Laurent et ne permet pas de distinguer les banquises des blocs de glace. Toutefois, l'analyse de ces données permet de diviser la baie des Chaleurs en trois secteurs (figure 20 A), suivant les dates d'apparition et de disparition de la glace, leur stade de formation ainsi que leur forme. L'analyse de ces informations montre que la baie des Chaleurs, incluant la partie exposée (Bonaventure à Grande-Rivière), est extrêmement couverte de glace marine (9/10 à 10/10), d'une épaisseur de 0,15 à 1 m. À partir de ces informations, on produit une image (limite de résolution de 1 km²), où l'épaisseur de glace est fixée à 1 m (figure 20 B). En terme de potentiel, cette carte représente un très faible indice du potentiel maricole, de 0,01 (figure 8 A).

C. Paramètres biologiques

Au niveau 2, les paramètres biologiques comprennent les concentrations en carbone organique dissous (et sédiments en suspension) et les aires de pêche.

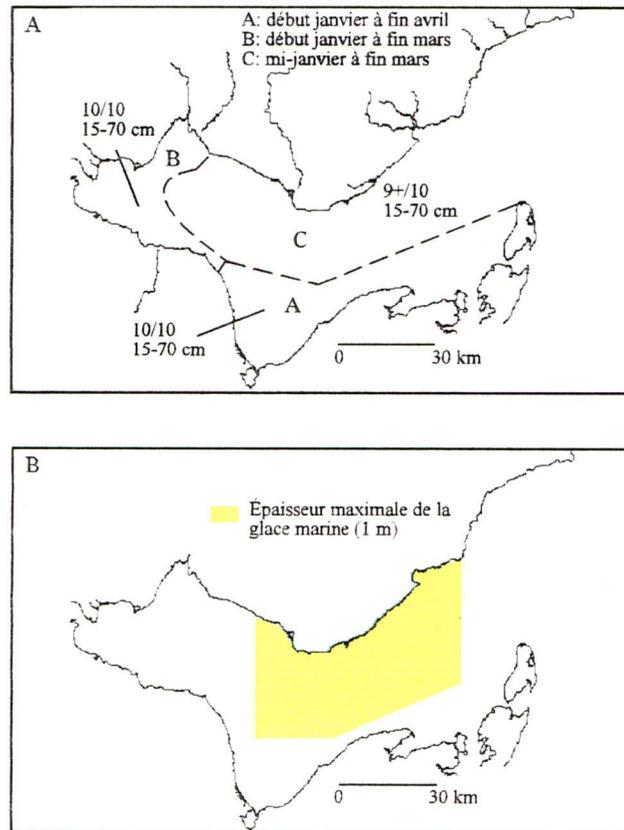


Figure 20. Couverture de la glace marine en 1994 dans la baie des Chaleurs (A) et image de l'épaisseur maximale de glace (B)

a. Carbone organique dissous et sédiments en suspension

De la même façon que les pigments chlorophylliens (PC), les sédiments en suspension (SS) et le carbone organique dissous (COD) ont été prélevés lors de la mission du 20 au 23 août 1994. Les concentrations en carbone organique dissous sont mesurées à l'aide d'un Dorham (modèle DC 80), équipé d'un détecteur infrarouge. L'instrument a été calibré au préalable en utilisant des réactifs standard. Les concentrations en sédiments en suspension sont déterminées par pesée des filtres GF/F, de $0,7 \mu\text{m}$ de diamètre, selon les techniques décrites par Strickland et Parsons (1972). Par la suite, des images de répartition des concentrations en COD et en SS ont été produites par interpolation linéaire. Ces cartes possèdent la même limite de résolution (1 km^2) que les autres paramètres.

Dans la zone exposée de la baie des Chaleurs, les valeurs moyennes des concentrations en carbone organique dissous et en sédiments en suspension sont faibles, respectivement de $1,55$ et de $2,55 \text{ g.m}^{-3}$. Les concentrations en COD sont homogènes, de 1 à 2 g.m^{-3} (figure 21 A), alors que celles en SS présentent des concentrations beaucoup plus marquées à la pointe de Bonaventure (figure 21 B). Dans la partie sud-ouest de la baie, près de Dalhousie, la concentration moyenne en particules en suspension, pendant le printemps, est de $12,5 \text{ g.m}^{-3}$ (Schafer, 1977). Entre Dalhousie et Belledune, cette concentration diminue à $4,8 \text{ g.m}^{-3}$. À l'est de Belledune, la concentration moyenne en surface est de $3,9 \text{ g.m}^{-3}$ (Schafer, 1977). En somme, ces concentrations en SS ne sont pas assez significatives pour limiter l'installation d'une activité maricole dans la baie des Chaleurs. Ceci se reflète en terme de potentiel maricole, où ces concentrations correspondent à des indices du potentiel maricole de $0,76$ à $0,9$ (figure 6 D).

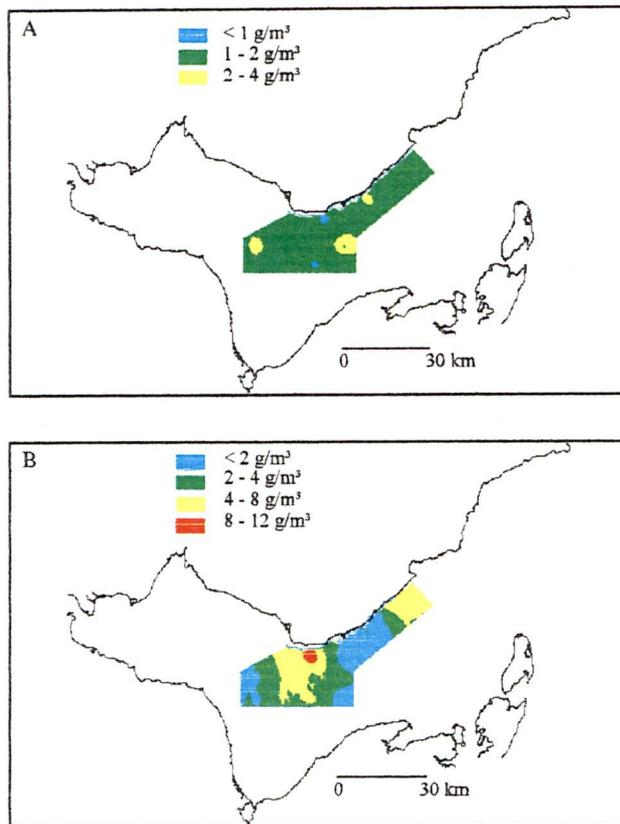


Figure 21. Images de la répartition des concentrations en carbone organique dissous (A) et en sédiments en suspension (B), du 20 au 23 août 1994

b. Aires de pêche

Les données sur les aires d'exploitation de la ressource proviennent de la Direction de la gestion de l'habitat du poisson (DGHP) du Ministère des pêches et des océans du Canada. Pour représenter ces données de façon quantitative, nous avons obtenu la répartition des captures (kg) dans la baie des Chaleurs pour les mêmes espèces. Ces informations proviennent de la banque de données du programme des observateurs en mer du Ministère des pêches et des océans du Canada (Lalumière *et al.*, 1994). Les captures des espèces (kg) ont été jumelées à leur prix de vente sur le marché (\$) pour produire le facteur de pondération k (section 3). Ce dernier est, par la suite, combiné à l'aire totale de la baie des Chaleurs, qui est calculée de Ristigouche à Grande-Rivière (4 615 km²) et aux aires d'exploitation de chaque espèce, pour produire le paramètre «aire de pêche» (tableau 11).

Tableau 11. Informations sur les aires de pêche des ressources halieutiques dans la baie des Chaleurs

Espèce	Captures 1991 à 1993 (kg)	Prix sur le marché (\$ le kg)	k	Aire d'exploitation (km ²)	Aire de pêche (%)
Aiguillat commun	804	5	0,40	2 732	23,7
Crabe des neiges	108	20	0,33	1 707	12,2
Flétan atlantique	49	10	0,20	1 064	5,3
Hareng atlantique	13	5	0,15	3 095	10,1
Homard américain	734 805	20	1,00	768	16,7
Limande à queue jaune	935	10	0,50	1 384	15,0
Maquereau bleu	228	5	0,26	2 969	16,7
Merluche blanche	100	5	0,23	2 964	14,8
Morue franche	320	5	0,30	2 997	19,5
Ogac	43 550	5	0,83	1 228	22,0
Plie canadienne	20	10	0,20	2 459	10,7
Plie grise	24 161	10	0,85	943	17,5
Plie rouge	21	10	0,20	415	1,8
Poule de mer	39	5	0,20	3 076	13,3

Modifié de Lalumière *et al.* (1995)

L'aire de pêche maximale est d'environ 24 %, et c'est pour l'Aiguillat commun. On propose de produire une image, où cette aire de pêche est de 50 %, soit le double de ce qu'elle a été calculée (figure 22 A). Ceci est pour minimiser les erreurs sur l'estimation des captures (par exemple, la capture de 108 kg de crabes des neiges entre 1991 à 1993 semble être erronée), et sur l'aire totale de la région, qui couvre également les zones maricoles des eaux intermédiaire et profonde et non pas seulement la zone maricole test des eaux de surface.

D. Paramètres chimiques

Les paramètres chimiques du niveau 2 sont principalement les sources de pollution (sédiments de dragage, hydrocarbures, contamination bactériologique par les égouts et les lessives ménagères, les algues toxiques, etc.).

Les informations sur les sites de dragage et d'immersion des résidus de dragage proviennent de la banque de données du Ministère des pêches et des océans du Canada. Pour le traitement et l'évacuation des eaux usées, les informations proviennent du Ministère de l'approvisionnement et des services du Canada (1987) (tableau 12). Les autres informations sur les autres polluants, tels les hydrocarbures ou les algues toxiques ne sont disponibles.

De façon générale, le traitement des eaux usées dans la baie des Chaleurs est conforme aux normes. Presque toutes les municipalités présentent un niveau de traitement secondaire. Ceci veut dire que les eaux usées subissent toutes sortes de traitements avant leur évacuation dans le milieu naturel. Ceci augmente donc le potentiel maricole de la région.

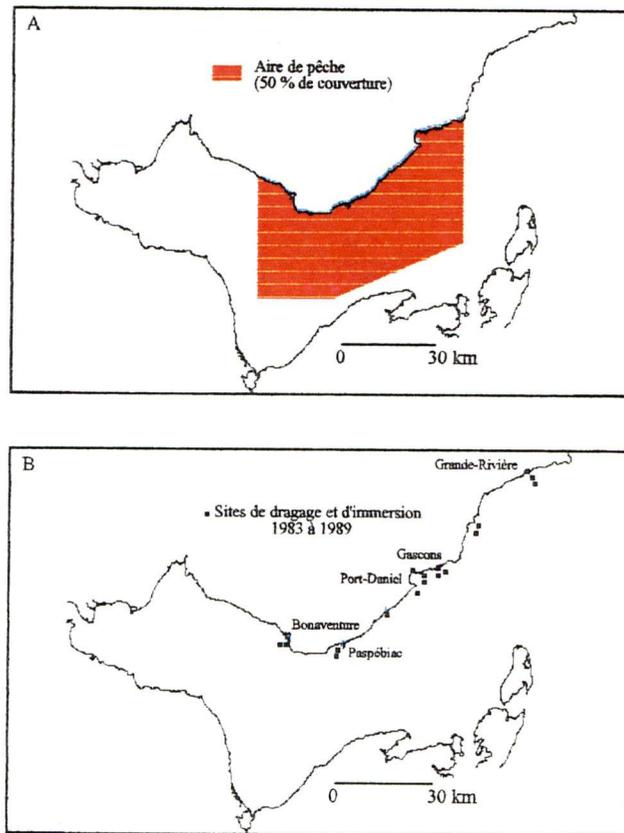


Figure 22. Aire de pêche (50 %) (A) et sites de dragage et d'immersion (B) dans la baie des Chaleurs

Tableau 12. Traitements et évacuation des eaux usées dans la baie des Chaleurs

	Système d'égout	Usine d'épuration	Niveau de traitement	Type de traitement	Désinfection	Traitement des boues
MRC de Bonaventure						
Bonaventure	sep-comb	x	secondaire	gb-com-ba	oui	digestion aérobie
New Carlisle	san					
Paspébiac	san	x	secondaire	gb-ba	oui	
Paspébiac-Ouest	san	x	secondaire	ap	oui	
MRC de Pabok						
Grande-Rivière	sep-san					
Newport	san					
Pabos	comb-san					
Pabos Mills		x	secondaire	ba	non	

ap : aération prolongée; ba : boues activées ordinaires; com : dilacération; comb : unitaires; gb : grille à barreaux; san : usées; secondaire : usines de traitement mécanique utilisant des processus aérobie de traitements biologiques et de décanteurs secondaires; sep : séparatif.

Les sites de dragage et d'immersion sont plutôt localisés dans les baies de Port-Daniel et de Bonaventure (figure 22 B). Les sites d'immersion sont potentiellement nuisibles à la mariculture. Toutefois, il a été montré que, dans la baie des Chaleurs, la sédimentation sur le fond et la dispersion quasi complète des particules se produisent à l'intérieur d'un rayon d'un mille (1,6 km) du site de rejet, dans la direction des courants dominants (Walsh et Lavergne, 1991). De plus, les résultats de Walsh et Lavergne (1991) n'ont pas permis de détecter aucun effet, à court ou à long terme (3 mois) des déblais de dragage sur la croissance, la mortalité et le taux de filtration des moules bleues placées en suspension à diverses distances des points de rejet. Enfin, lorsqu'un site maricole est approuvé, le ministère responsable peut déplacer le site d'immersion.

4.2.5. Influence des paramètres du niveau 2 sur la carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole

Les paramètres du niveau 2, soit la géomorphologie littorale, la bathymétrie, les sédiments en suspension, les vents, les vagues, le débit d'eau douce, la glace marine, les concentrations en carbone organique dissous, les aires de pêche et les sources de pollution, ont été traités et organisés en fonction d'une limite de résolution spatiale de 1 km². Nous avons opté pour cette résolution compte tenu du type de données, de leur disponibilité et du nombre de stations d'échantillonnage pour chacun des paramètres. Ce processus de généralisation a permis d'effectuer une uniformisation entre les paramètres. Par exemple, les concentrations en sédiments en suspension et en carbone organique dissous ainsi que la bathymétrie proviennent d'un échantillonnage selon une échelle spatiale de 1 : 150 000, alors que la couverture de glace marine est issue de cartes d'une échelle de 1 : 20 000 000.

Selon le scénario à trois niveaux suggéré dans l'étape de structure du cadre conceptuel théorique du PDRS pour la mariculture, le décideur, dans le niveau 2, peut travailler à une échelle spatiale inférieure ou égale à 1 km². Dans le cas particulier de la zone maricole infralittorale de la baie des Chaleurs, il ne semble pas être nécessaire, du moins pour certains paramètres (géomorphologie littorale, débit d'eau douce, etc.), de produire des cartes de limite de résolution spatiale inférieure à 1 km². Par exemple, même si la géomorphologie littorale est étudiée à une échelle spatiale fine (15 m), le trait de côte est formé de dépôts distincts et un rééchantillonnage à une échelle beaucoup plus grossière (1 km²) ne va pas influencer de façon significative le résultat final. Une résolution plus fine n'est donc nécessaire que pour certaines conditions. Par exemple, pour effectuer un zonage maricole dans les zones intertidale et infralittorale, lorsque le trait de côte est sinueux et forme des petites baies abritées et lorsque la bathymétrie varie de façon significative à l'intérieur d'un pixel de 1 km². En milieu ouvert, comme dans ce cas particulier, mettre les

paramètres du niveau 2 dans un format spatial de 1 km² semble être tout à fait réaliste.

Chacun des paramètres a été transformé en carte d'indices du potentiel maricole en utilisant les indices élaborés dans la section 3 et le module *api_l2*. Les cartes de potentiel maricole de certains paramètres n'ont pas été difficiles à produire. Par exemple, le débit d'eau douce et les sources de pollution sont représentés par des images où les indices du potentiel maricole sont respectivement de 0,75 et de 1. Le cas contraire est observé pour certains paramètres comme la géomorphologie littorale et la profondeur d'eau. Ces paramètres sont représentés par des cartes de potentiel maricole à plusieurs gammes d'indices, allant de 0,1 à 0,9. Cette dernière situation est due à la variabilité quantitative et spatiale de ces paramètres. Il faut souligner que la carte d'indices du potentiel maricole de la géomorphologie littorale est une information d'entrée dans l'équation (somme algébrique pondérée), en terme d'accès à la zone infralittorale des eaux de surface.

Les cartes d'indices du potentiel maricole de chaque paramètre sont pondérées à l'aide de la méthode de hiérarchie multicritère (MHM) de Saaty (1980). Pour affecter un degré d'importance (échelle de 1 à 9) à chaque carte de potentiel maricole, elles sont regroupées au préalable, en se basant sur l'importance relative des paramètres vis-à-vis de la zone maricole infralittorale de surface et de notre compréhension des interactions entre les processus marins et l'intervalle de temps dans lequel ces processus agissent. La bathymétrie, les vents, les vagues et les sources de pollution forment le groupe 1 (G1), la glace et le débit d'eau douce forment le groupe 2 (G2), les aires de pêche sont concentrées dans le groupe 3 (G3), alors que l'ensemble carbone organique dissous, sédiments en suspension et géomorphologie littorale forme le groupe 4 (G4). Ce regroupement a permis également de préserver la règle de consistance, inhérente dans le calcul des poids par la méthode de hiérarchie multicritère. Le groupe 1 est légèrement favorisé par rapport au groupe 2, selon notre appréciation personnelle (degré d'importance = 3 sur l'échelle de Saaty, soit le G1

a une importance moyenne par rapport au G2). On retrouve la même chose pour le groupe 2 par rapport au groupe 3 (degré d'importance = 2), ainsi que pour le groupe 3 par rapport au groupe 4 (degré d'importance = 3).

Pour préserver la règle de consistance :

si G1 est 3 x G2 et G2 est 2 x G3, alors G1 est 6 x G3;

si G2 est 2 x G3 et G3 est 3 x G4, alors G2 est 6 x G4;

si G1 est 3 x G2 et G2 est 6 x G4, alors G1 est 8 x G4.

Avec ces degrés d'importance (indices de comparaison), on forme la matrice de comparaison binaire avec les paramètres du niveau 2 (tableau 13). Puisque les paramètres du niveau 1 possèdent le même poids et importance relative, leur résultat, soit la carte préliminaire régionale est considérée comme donnée d'entrée dans la matrice. Ainsi, les cartes d'indices du potentiel maricole de chaque paramètre du niveau 2 sont comparées deux à la fois, par rapport à la carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole.

Les poids sont calculés à partir de la matrice binaire à l'aide du module *weight* de *Idrisi*. Les poids représentent les vecteurs propres principaux (*principal eigenvector*) de la matrice de comparaison.

Tableau 13. Matrice de comparaison binaire deux à la fois des paramètres du niveau 2 par rapport à la carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole (S)

S	Géo	Bath	SS	Vent	Vag	Déb	Gl	COD	Pêch	Poll
Géo	1									
Bath	8	1								
SS	1	1/8	1							
Vent	8	1	8	1						
Vag	8	1	8	1	1					
Déb	6	1/3	6	1/3	1/3	1				
Gl	6	1/3	6	1/3	1/3	1	1			
COD	1	1/8	1	1/8	1/8	1/6	1/6	1		
Pêch	3	1/6	3	1/6	1/6	1/2	1/2	3	1	
Poll	8	1	8	1	1	3	3	8	6	1

Géo : géomorphologie littorale, Bath : bathymétrie, SS : sédiments en suspension, Vent : vents, Vag : vagues, Déb : débit d'eau douce, Gl : glace marine, COD : carbone organique dissous, Pêch : zone de pêche, Poll : polluants.

Les poids relatifs pour chaque groupe sont les suivants :

$$G1 = 0,19, G2 = 0,08, G3 = 0,04 \text{ et } G4 = 0,02.$$

Le ratio de consistance est de 0,02, c'est-à-dire acceptable.

La carte régionale d'indices du potentiel maricole avec les paramètres du niveau 2 est produite, en utilisant l'équation «somme algébrique pondérée» (module *MCE* de *Idrisi*) :

$$S^* = \sum_{p=1}^n (w_i \times F_i(p))$$

où S^* est la carte régionale d'indices du potentiel maricole, w_i le poids relatif de chaque carte de potentiel maricole et F_i , la carte d'indices du potentiel maricole de chaque paramètre (module *api_l2* intégré dans *Idrisi*).

Lorsque le décideur pondère les paramètres, la carte régionale de potentiel maricole possède des indices variant de 0,25 à 0,75 (figure 23). Le secteur de potentiel maricole de 0,5 à 0,75 couvre une superficie de 245 km² comparativement à 300 km² (figure 16 A). Le couloir de potentiel de 0,5 à 0,75 a une largeur de 1 à 5 km. Il longe la côte et épouse les isobathes de 10 à 30 m de profondeur. Dans ce cas, même si les paramètres sont pondérés, la bathymétrie a joué un rôle important. Le secteur de potentiel maricole de 0,25 à 0,5 est toujours présent et couvre une superficie d'environ 426 km².

Il est tout à fait intéressant de noter que les paramètres physiques et biologiques suggèrent des conditions peu favorables à la croissance d'organismes filtreurs, tels les pétoncles, à des grandes profondeurs (> 25 m de l'interface air/eau). Par exemple, Côté *et al.* (1993) ont montré que la température et le phytoplancton sont corrélés négativement avec la profondeur d'eau. La quantité et la qualité de la nourriture (rapport carbone : azote) diminuent également à des profondeurs de 9, 15 et 21 m. Dans le cas de Gascons (baie des Chaleurs), cette tendance est faible; ceci a déjà été confirmé dans la baie de Mahone, sur la côte Atlantique de la Nouvelle-Écosse (Dadswell and Parsons, 1991). D'un autre côté, l'implantation d'une activité maricole sur la côte nord de la baie des Chaleurs dépend également de certains facteurs, tels le type de structures maricoles, l'espèce à élever, leur densité, etc. (niveau 3 du processus hiérarchique). Dans le cas d'un élevage en suspension sur la côte nord de la baie des Chaleurs, il a été montré (Côté *et al.*, 1993) que la densité

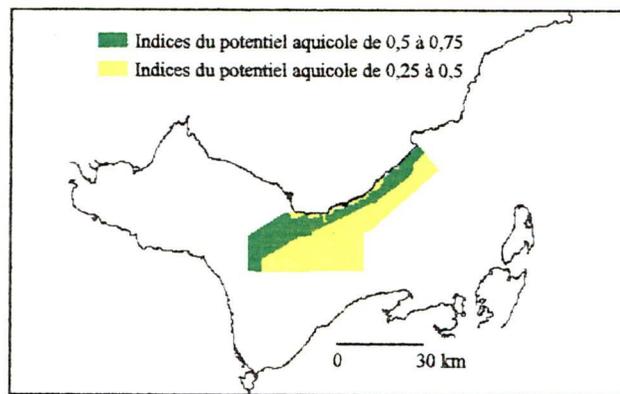


Figure 23. Carte régionale d'indices du potentiel maricole de la baie des Chaleurs en 1994

joue également un rôle important dans la croissance des juvéniles du Pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*). Une densité de 100 pétoncles/panier d'élevage (un panier d'élevage = 0,16 m²) peut être optimale pour une production de pétoncles d'environ 45 mm, pendant une période de 1 an. Le niveau 3 de la hiérarchie nécessitera toujours un suivi des conditions environnementales prévalant dans la région d'étude. Ce suivi ne peut se faire que par un outil de vision aérospatiale (capteurs de télédétection) et d'analyse spatio-temporelle (SIG-PDRS) permettant de fournir une information rapide et efficace.

4.2.6. Validité de la carte régionale d'indices du potentiel maricole

Il est intéressant mais difficile de valider une information (carte d'indices du potentiel maricole) basée sur des indices élaborés de façon subjective. Toutefois, même si ces indices sont subjectifs, ils sont issus d'une analyse quantitative des paramètres et ils ont même été sous-estimés pour ne pas influencer le résultat final.

Présentement, dans la baie des Chaleurs, il y a quatre sites maricoles en exploitation (trois pour la moule et un pour le crabe) et 21 sites alloués ou à l'étude, soit au total 23 pour la moule, un pour le crabe et un pour le pétoncle (Thomas, 1996). La dimension de chaque site est inférieure à 1 km² et la situation géographique ainsi que les caractéristiques biophysiques des sites exposés aux processus marins ne sont pas disponibles. Toutefois, pour le Pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*), des données prélevées dans quelques études nous ont permis d'obtenir les valeurs quantitatives de certains paramètres pour lesquels un site présente un potentiel maricole optimal (dans notre cas un indice qui peut être situé entre 0,75 à 1). Avec les caractéristiques spécifiques à cette espèce, nous avons déterminé les indices du potentiel maricole pour ces conditions à partir des fonctions déjà élaborées (section 3). Le résultat permet de déterminer si le décideur a sous-estimé ou sur-estimé le

potentiel maricole de la carte régionale d'indices du potentiel maricole.

Plusieurs études et tests ont été réalisés sur la côte nord de la baie des Chaleurs pour établir le potentiel maricole du Pétoncle géant (Côté *et al.*, 1993, 1994; Bonardelli, 1994; Claereboudt *et al.*, 1994; Himmelman, 1995; Himmelman and Legendre, 1995). Dans ces études, on tient compte à la fois des conditions environnementales (température-salinité, vitesses du courant, concentrations en pigments chlorophylliens, profondeur, seston total, etc.) et de l'influence de la densité du pétoncle dans les paniers d'élevage. Les conditions environnementales pour lesquelles le Pétoncle géant présente un potentiel maricole optimal ont été identifiées pour des sites situés à 800 m de Gascons et à 400 m de Lighthouse (Claereboudt *et al.*, 1994). À ces conditions, nous avons colligé les indices du potentiel maricole élaborés précédemment (tableau 14). Il faut noter que la croissance optimale du pétoncle s'effectue pour des températures de 12 à 13,5 °C et pour des salinités de 25 à 30 ‰ (Bonardelli, 1994). À partir de ces valeurs, nous déterminons les écarts par rapport aux conditions moyennes et, par conséquent, les indices du potentiel aquicole.

Tableau 14. Conditions environnementales moyennes et indices du potentiel aquicole (IPA) pour le Pétoncle géant (entre parenthèses est indiqué l'écart-type)

Paramètre	Lighthouse	IPA	Gascons	IPA
Température (°C)	9,1 (1,0)	0,73	9,2 (1,2)	0,73
Salinité (‰)	29,2 (0,4)	0,80	29,2 (0,3)	0,80
Vitesse du courant (m.s ⁻¹)	0,165 (0,012)	0,60	0,084 (0,009)	0,85
Pigments chlorophylliens (mg.m ⁻³)	1,12 (0,13)	0,05	1,01 (0,19)	0,04
Somme algébrique pondérée		0,55		0,61

Compilé à partir de Claereboudt *et al.* (1994)

L'analyse du tableau 14 montre que, pour ces conditions environnementales moyennes, les indices du potentiel aquicole sont respectivement de 0,55 et de 0,61 pour les sites de Lighthouse et Gascons. Si ces conditions sont attribuées à un site de potentiel aquicole optimal (i.e. indice > 0,75), alors le décideur a sous-estimé ces indices du potentiel aquicole. Par conséquent, les secteurs de la carte d'indices du potentiel maricole des eaux de surface infralittorale de la partie centrale de la baie des Chaleurs semblent être réalistes. Ce résultat est prévisible puisque, dès le début du processus, le décideur a été conservateur dans son élaboration de la fonction d'indices du potentiel aquicole pour chaque paramètre. Il faut noter que ce conservatisme a été rationnel compte tenu de l'influence d'autres paramètres sur la croissance de l'espèce. En effet, la densité du pétoncle et les salissures dans les paniers d'élevage agissent également, mais la température et la nourriture influencent grandement la croissance et la reproduction (Côté *et al.*, 1994; Bonardelli, 1994).

4.3. Discussion

Le choix de sites aquicoles est présenté selon deux approches : «aquiculture-mesures *in situ*» et «aquiculture-téledétection». Ces deux approches, même si elles prennent deux chemins différents dans l'obtention du résultat final (identification de sites à potentiel maricole optimal), elles peuvent être complémentaires. La première approche offre plusieurs avantages, principalement le choix de l'espèce et de la structure maricoles ainsi que l'estimation de l'effet de certains paramètres sur la croissance de l'espèce. À titre d'exemple, l'analyse de certains paramètres environnementaux (température, vitesses du courant, profondeur, etc.) permet d'aider le décideur à élaborer des fonctions d'indices du potentiel aquicole pour l'espèce et la structure maricoles choisies. Les études effectuées par Côté *et al.* (1993, 1994) et par Claereboudt *et al.* (1994) sur le Pétoncle géant, mis en

suspension dans les eaux de surface de la côte nord de la baie des Chaleurs, ont montré que les sites présentent un potentiel maricole optimal, même si les sites sont distants de 3,5 km. Cette vision locale, une des faiblesses de l'approche «aquiculture-mesures *in situ*», ne peut être extrapolée à d'autres sites, mais méritte en faveur d'un zonage maricole à une échelle régionale supérieure ou égale à cette distance. Il est intéressant de constater que ce zonage, à cette échelle régionale, ne peut se faire qu'à l'aide d'outils de télédétection. Quelques tentatives ont été réalisées par St. Martin (1993) et par Sudarshana *et al.* (1993) selon cette approche «aquiculture-télédétection». Cependant, les études antérieures utilisant les deux approches n'ont pas mis en évidence l'ensemble des paramètres (critiques ou non) et une vision décisionnelle pour produire la carte de potentiel aquicole.

La raison principale est que, le développement de la mariculture s'est fait de façon non-structuré. Le développement de plusieurs projets d'élevage a davantage reposé sur une approche expérimentale essai-erreur, puisque les contraintes du milieu n'ont pas été clairement mises en évidence. De plus, le manque d'organisation et de coordination du secteur aquicole et surtout le manque d'études sur les facteurs critiques pour évaluer le risque en mariculture n'ont pas été clairement identifiés.

La structure et la coordination d'un projet maricole supposent l'utilisation et l'intégration de données multisources, selon toutes ces formes. Un système d'information géographique (SIG) permet d'offrir des possibilités de traitement et se présente comme un outil d'aide à la décision. Cette approche décisionnelle offerte par les SIG est sous forme de deux modèles, soit monocritère et multicritère. Le modèle monocritère, basé sur le principe de superpositions de couches d'informations (*overlay*) est limité lorsque les critères ou les paramètres sont mesurés à différentes échelles d'espace et de temps (Carver, 1991). Dans ce modèle, l'analyse se fait paramètre par paramètre, ou deux paramètres à la fois, sans se soucier des échelles de mesures. En conséquence, le résultat (carte d'indices du potentiel

maricole) n'a pas de signification réelle. La standardisation des paramètres vient promouvoir le modèle monocritère vers le multicritère (Eastman *et al.*, 1993; Sudarshana *et al.*, 1993). Cependant, les paramètres sont transformés en cartes binaires, où les valeurs sont de 0 (pas de potentiel) et de 1 (potentiel optimal).

Une façon de remédier à ce problème a été proposée par le développement de fonctions d'indices du potentiel aquicole. Ces fonctions sont transformées en module, qui lui est intégré au SIG *Idrisi*. En terme de méthode multicritère d'aide à la décision, l'élaboration de la fonction «potentiel aquicole» pour chaque paramètre s'apparente à la technique de l'utilité multi-attributs (Keeney and Raïffa, 1976). Selon cette technique, le décideur élabore des fonctions partielles F_{pi} , en se basant sur sa façon d'exprimer les choses et sur son degré de compréhension des paramètres permettant de traduire ces fonctions partielles. Par la suite, il agrège l'ensemble en une fonction réelle F . En terme d'incertitude, la méthode d'élaboration des fonctions du potentiel aquicole s'apparente à la technique des ensembles flous (*Fuzzy Sets*). En pratique, cette technique considère une fonction «membership», où la limite entre deux classes d'objets n'est pas franche (*hard decision*), mais peut contenir des valeurs continues (*soft decision*). Dans notre cas particulier, l'indice du potentiel maricole d'un paramètre n'est pas confiné à une valeur 0 ou 1, mais inclut les indices entre les deux valeurs. Dans la littérature, la simple intégration d'une méthode multicritère dans un SIG, confère à celui-ci le nom de «système d'aide à la décision» ou «*Spatial Decision Support System*». Puisque notre approche inclut également un ensemble d'étapes d'analyse (élaboration, structure), qui est antérieur à l'étape de choix (production de fonctions d'indices du potentiel aquicole et élaboration-intégration du module), le décideur a mis l'accent sur l'appellation «processus» et non pas «système».

Certes, ces fonctions partielles ou «membership» permettent de transformer les paramètres en une échelle commune, mais ceci revient à supposer que les différents paramètres sont

commensurables, alors qu'une des justifications de l'approche multicritère est le manque de commensurabilité des paramètres (Laaribi, 1994). Ceci est vrai si le décideur n'inclut pas la notion de préférence ou poids de chaque paramètre. En conséquence, la méthode élaborée des fonctions potentiels aquicoles doit être complétée par une autre méthode, qui permet de calculer les préférences du décideur.

La méthode de hiérarchie multicritère (MHM) de Saaty (1980) permet de calculer le poids relatif de chaque paramètre, mais permet également de structurer un problème décisionnel (à référence spatiale dans notre cas), en niveaux de différentes importances. Cependant, il est important de noter que l'existence de la MHM de Saaty n'a pas poussé le décideur à adapter sa problématique à cette méthode. Dans l'étape de structure du PDRS, les paramètres sont hiérarchisés en niveaux avant même d'utiliser ou de choisir une méthode de décision multicritère. Le décideur a évité cette approche, qui consistait à sélectionner la méthode multicritère, puis d'y adapter le PDRS. Notre approche suit celle de Laaribi (1994), qui prône la caractérisation d'un problème particulier et, par la suite, la sélection de la méthode multicritère.

À la lumière de l'analyse et de l'évaluation des paramètres, de leur importance relative par rapport aux différentes zones maricoles et du choix du capteur, une problématique de choix de sites maricoles par télédétection passive a pu être suggérée en tenant compte de trois niveaux : 1) l'utilisateur doit tenir compte des paramètres les plus significatifs (critiques) pour produire la carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole; 2) le décideur modifie la carte préliminaire régionale en utilisant les informations disponibles sur les autres paramètres et 3) il rencontre l'ensemble des intervenants (entrepreneur, associations, gouvernement, etc.) pour réaliser une expertise de site.

La hiérarchisation en trois niveaux est justifiée par le fait même de notre approche par les

décisions et non pas par les données. En effet, jusqu'à présent les recherches sont réalisées au moyen de l'approche par les données, selon laquelle l'utilisateur effectue un inventaire des informations disponibles sans mettre l'accent sur la préparation de la décision. Ce scénario prône aussi l'approche «télédétection-aquiculture», au lieu de l'approche «aquiculture-mesures *in situ*» (Côté *et al.*, 1994; Claereboudt *et al.*, 1994).

Un accent particulier est mis sur les niveaux 1 et 2, puisqu'ils englobent une vision d'un zonage aquicole régional pour lequel on peut utiliser les images du capteur AVHRR. Dans le niveau 1, l'échelle spatiale est un compromis entre la résolution du capteur et la répartition des mesures *in situ*, puisqu'il n'existe pas à l'état actuel un capteur capable de mesurer les paramètres du niveau 1, tous à la fois. La limite de résolution spatiale de 1 km² semble être réaliste si l'utilisateur tient compte d'un zonage maricole régional, mais doit être appuyée par une résolution plus fine pour les zones maricoles intertidale et sublittorale. Dans le niveau 2, cette limite est inférieure ou égale à 1 km². En effet, cette résolution peut être augmentée puisque les paramètres qui y sont inclus peuvent être estimés à une résolution inférieure à 1 km². La résolution temporelle (haute et basse fréquences et saisonnière) est préservée dans les deux niveaux.

Il est tout à fait important de noter que la limite de résolution spatiale du capteur AVHRR impose son utilisation pour la zone maricole infralittorale des eaux de surface de la baie des Chaleurs. Le décideur a constaté, dans le début de la phase conceptuelle, qu'un PDRS peut être conçu pour chacune des zones aquicoles intertidale, sublittorale et infralittorale. Si par exemple le décideur est amené à réaliser un PDRS pour la zone maricole intertidale, il doit tenir compte des caractéristiques du capteur, dont le choix serait réaliste vis-à-vis de cette zone. Sur ce point, il faut noter que le capteur AVHRR, par sa résolution spatiale de 1 km² au nadir, n'est pas tout à fait adéquat pour l'étude de la zone maricole intertidale. Celle-ci est généralement étroite et ne couvre que quelques dizaines de mètres dans le sens

perpendiculaire au trait de côte. Toutefois, la résolution temporelle du capteur peut être favorisée au détriment de la résolution spatiale, comme dans le cas de cette étude. Ce choix est imposé par la forte variabilité des processus côtiers.

Le PDRS est appliqué à la zone maricole infralittorale des eaux de surface de la baie des Chaleurs. Cette zone est représentée par une couche d'eau de surface (*mixed surface layer*), qui peut varier de 5 m (présence de stratification) à 25 m (passage d'un cyclone et de tempêtes) (Tamigneaux, 1996). De plus, les expériences effectuées par Côté *et al.* (1993, 1994), Claereboudt *et al.* (1994) et Himmelman (1995) ont montré que la couche de surface d'environ 20 m d'épaisseur, peut supporter adéquatement une activité maricole en suspension (pétoncle juvénile), mais en tenant compte de certaines conditions, telles la vitesse du courant, la nourriture, la profondeur et la densité. De plus, la constance et la dominance de l'ultraplancton (plancton $< 5 \mu\text{m}$) pendant l'été et l'automne dans la baie des Chaleurs sont des indices qui reflètent un environnement favorable à l'implantation d'une activité maricole. La source de nourriture, par sa constance temporelle (estivale du moins), ne semble pas être un facteur limitatif. Ceci est un autre argument en faveur du choix des eaux de surface de la partie centrale de la baie des Chaleurs pour identifier des secteurs potentiels maricoles.

Ce potentiel maricole de la baie des Chaleurs est identifié entre 0,25 à 0,5 et entre 0,5 à 0,75. Le secteur à potentiel maricole de 0,5 à 0,75 couvre une superficie d'environ 300 km², alors que le secteur de potentiel de 0,25 à 0,5 représente une superficie de 351 km². Il est important de noter que la carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole représente une situation donnée (période estivale de basse fréquence de cinq jours), même si on tient compte de la variabilité saisonnière de la température. Cette situation est intimement liée à la nature même de l'environnement marin et à sa perpétuelle évolution dans l'espace et dans le temps.

Cette évolution dans l'espace-temps a été appréhendée par une analyse de sensibilité. Pour quantifier l'effet temporel, le décideur a introduit une erreur de 50 % dans chacun des paramètres. Pour introduire cette erreur, il divise les cartes des différents paramètres par 2. Par la suite, il produit de nouvelles cartes d'indices du potentiel aquicole. La somme algébrique pondérée de ces nouvelles cartes permet de produire une carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole incluant une erreur de 50 % sur chaque paramètre. Ainsi, avec une erreur de 50 %, l'aire de potentiel maricole de 0,25 à 0,5 couvre toute la zone. Ce résultat est principalement dû à la vitesse du courant ($\leq 4 \text{ cm.s}^{-1}$). Les études effectuées par Claereboudt *et al.* (1994), dans la baie des Chaleurs (baie de Port-Daniel), ont montré que les vitesses du courant de l'ordre de 16 cm.s^{-1} sont favorables, seulement si les pétoncles étaient maintenus en suspension à l'intérieur des paniers d'élevage. Pour quantifier l'effet spatial, qui est matérialisé par le mouvement horizontal de la couche de surface, le décideur a calculé l'écart-type de déplacement de la masse d'eau de surface par l'effet de la composante U du courant pendant une période de cinq jours. Ce déplacement des particules et de la masse d'eau est inférieur ou égal à 4 km. Cette erreur spatiale ($\pm 4 \text{ km}$ dans un cas extrême) est peu significative puisque la zone de potentiel maricole de 0,5 à 0,75 s'étend sur environ 28 km. Il est intéressant de constater que dans l'étude de Claereboudt *et al.* (1994), les deux sites (Gascons et Lighthouse) sont distants de 3,5 km, soit une distance sensiblement égale à l'erreur spatiale ($\pm 4 \text{ km}$). Il faut rappeler que les caractéristiques environnementales des deux sites sont presque identiques, sauf pour les vitesses du courant, qui sont de 0,09 et de $0,16 \text{ m.s}^{-1}$, respectivement à Gascons et à Lighthouse. Toutefois, les deux sites présentent un potentiel maricole optimal. Ceci suggère que l'échantillonnage pourrait s'effectuer à une échelle supérieure à 1 km^2 , ce qui réduirait le coût dans la détermination des paramètres et du suivi subséquent, un autre argument en faveur de l'approche «aquiculture-téledétection».

5. Conclusions

Dans cette section, nous présentons respectivement : 1) l'apport de la télédétection au milieu marin en général, et au PDRS en particulier, 2) l'avantage de l'approche par les décisions par rapport à l'approche par les données, 3) la méthode multicritère dans le PDRS et 4) l'analyse de quelques perspectives, lesquelles peuvent faire l'objet d'études ultérieures.

5.1. Apport de la télédétection

L'analyse de l'ensemble des données de télédétection passive et *in situ* a permis de suggérer une approche «aquiculture-télédétection» beaucoup plus élaborée que celle des études antérieures (St. Martin, 1993; Sudarshana *et al.*, 1993). L'ensemble des paramètres environnementaux a permis de décrire l'environnement marin et d'identifier le scénario adéquat pour élaborer un processus décisionnel relié à la sélection de secteurs potentiels maricoles. Les analyses et les estimations des paramètres environnementaux reliés à la mariculture ont été caractérisées par une diversité aux plans du format, de la période d'acquisition et des fréquences spatio-temporelles. La dimension spatiale a été choisie de façon à tenir compte des caractéristiques du capteur AVHRR et à minimiser les pertes en information produites par le processus de généralisation. Quant à la dimension temporelle, elle couvrait essentiellement les périodes de basse fréquence (2 à 10 jours) ainsi que la période saisonnière, lorsque les données sont disponibles. Les images AVHRR de NOAA ont été une source d'informations utile à l'élaboration d'un processus décisionnel pour une sélection de secteurs maricoles. La température de l'eau de surface extraite de ces images a permis une analyse mésoéchelle à la fois qualitative et quantitative des patrons thermiques observés dans la baie des Chaleurs. L'utilisation des images AVHRR (1 km²) a permis de minimiser les coûts et le temps requis pour l'échantillonnage *in situ*. Les capteurs actuels,

tels TM et HRV, ont été appliqués à l'étude du milieu marin, même si ceux-ci n'ont pas été conçus, au début, pour ce milieu. La principale raison est leur limite de résolution spatiale, variant de 20 à 30 m, respectivement pour HRV et TM. Cependant, au niveau temporel, ces capteurs ne permettent pas de saisir les variabilités de basse fréquence (environ 5 jours) des patrons thermiques de surface. Leur résolution temporelle, de 26 (HRV) et de 16 (TM) jours, s'avère un facteur limitant dans les milieux côtier et océanique. Le futur capteur SeaWiFS, de limite de résolution spatiale de 1,13 km² au nadir, et temporelle d'une image par jour, couplé à l'AVHRR et à l'OCTS sera un atout majeur dans le domaine de l'océanographie. De façon particulière, ces capteurs permettront d'estimer et de saisir les paramètres du niveau 1, principalement la température de l'eau de surface et les concentrations en pigments chlorophylliens. Enfin, nous pensons que, pour les besoins de ce genre de processus, appliqué à l'environnement marin et à la mariculture dans la zone infralittorale des eaux de surface, la résolution temporelle devrait être favorisée au détriment de la résolution spatiale.

5.2. Approche par les décisions et approche par les données

Le PDRS a été conçu de façon à ce, qu'une fois utilisé avec les SIG actuels, il permette un apport mutuel de l'un et de l'autre. Le décideur a le choix de commencer par n'importe quelle étape ou sous-étape, en fonction de ses besoins d'analyse. Par exemple, s'il est amené à réaliser la sous-étape d'analyse et d'estimation des paramètres, le décideur n'a pas à effectuer tout l'inventaire des critères (paramètres). Les niveaux hiérarchiques des paramètres permettent à l'utilisateur d'évoluer dans le processus, selon des procédures lui permettant d'obtenir le résultat du niveau proprement dit. L'originalité de ce cadre conceptuel permet une meilleure définition et une structuration beaucoup plus adéquate du processus. Par ailleurs, il est intéressant de mentionner que ce processus tient compte des

paramètres et surtout de leur dimension spatio-temporelle, ce qui n'est pas le cas dans l'approche traditionnelle (St. Martin, 1993; Sudarshana *et al.*, 1993). Bien que l'intégration de cette méthode particulière (fonction d'indices du potentiel aquicole) au SIG Idrisi a été effectuée pour la mariculture, la structure du PDRS est générale et pourrait s'adapter à d'autres problèmes décisionnels à référence spatiale pour l'environnement marin.

Le décideur a pu démontrer que l'approche par les décisions a été appuyée par l'approche par les données. Cette démarche est résumée en deux niveaux, pour le cas particulier de la problématique de choix de sites maricoles. Le niveau 1 a été sélectionné de façon à tenir compte de l'apport de la télédétection satellitaire (images AVHRR) d'une limite de résolution de 1 km². Nous avons inclus également dans ce niveau des données *in situ*, à savoir la salinité, les courants et les concentrations en pigments chlorophylliens. Une première vision de la situation a été obtenue au moyen d'un échantillonnage représentatif des paramètres. Ultérieurement, il serait possible d'étoffer ce dernier, en fonction des besoins. Les méthodes d'analyse et d'estimation des paramètres ont été identifiées, en tenant compte des moyens et techniques utilisés dans les domaines de la télédétection et de l'océanographie. Nous avons pu également développer une fonction «potentiel aquicole» reliée à chacun des paramètres. Le résultat du niveau 1 est une carte préliminaire régionale d'indices du potentiel maricole. En terme du PDRS, cette carte représente une «décision». L'approche par les décisions veut que, pour chaque décision, l'utilisateur ou le décideur identifie les divers groupes et organismes concernés par les impacts potentiels de cette décision. Le niveau 2 a permis de compléter l'inventaire des données et des traitements nécessaires à raffiner la carte préliminaire régionale de potentiel maricole. Les données de ce niveau n'ont servi qu'à améliorer la perception des objectifs.

Il est intéressant de remarquer que les divers modèles et techniques d'analyse liés aux différentes étapes du processus ont été conçus en fonction des objectifs visés par la

démarche. On a pu déterminer une manière adéquate de récolter, de structurer et de formuler l'information pertinente à chacune des étapes du développement. Il serait judicieux de dire que l'approche par les décisions n'a pas été adoptée dès le début de cette étude. Ceci est dû tout simplement à la non disponibilité d'un formalisme permettant de décrire les étapes d'élaboration d'un tel processus. De plus, dans certains pays, notamment ceux de faibles ressources techniques, les données ne sont pas toujours disponibles sinon inexistantes. Dans ce cas, on peut favoriser l'approche par les décisions. Que ce soit dans un cas ou dans l'autre (présence ou absence de données pour valider le processus), l'inventaire consiste à identifier ce qui est requis pour le processus, à mettre en évidence les besoins nouveaux et à identifier, dans le processus, les paramètres et les outils qu'il convient d'épurer (Chevallier, 1993). Il est important dans ce cas que l'utilisateur ou le décideur possède une bonne vision des besoins du processus. En résumé, il convient de procéder par une approche par les décisions avant d'entamer un inventaire de l'existant, puis de raffiner les deux approches de manière à obtenir une vue complète et détaillée des besoins du PDRS.

5.3. Méthode multicritère : fonction «potentiel aquicole-paramètre»

Les méthodes multicritères d'aide à la décision sont nombreuses et comportent une variété de procédures d'agrégation (somme algébrique pondérée, etc.). Ces procédures ne sont pas universelles et l'utilisation d'une ou l'autre dépend du type du problème décisionnel. Toutefois, on peut constater le fait suivant: l'agrégation des paramètres, généralement incommensurables, n'a pas de signification réelle et leur standardisation ne suffit pas pour résoudre le problème décisionnel. De plus, l'information dans les SIG n'est plus matérialisée par des attributs décrivant les paramètres ou les critères, mais elle tient compte également des préférences du décideur (poids relatif de chaque paramètre). Ces préférences se

traduisent par l'importance relative des paramètres. Ce constat, confirme l'absence de fonctionnalités analytiques de certains SIG, ce qui montre que l'analyse spatiale dans les SIG n'inclut pas tout le potentiel nécessaire pour supporter le PDRS. Le processus décisionnel considéré par Laaribi (1994), pour la problématique de conservation des eaux et du sol en Tunisie, a été formulé en quatre étapes. Dans chacune d'elles, un type de procédure multicritère a été utilisé. Dans cet exemple, plusieurs méthodes amènent à la confusion, malgré qu'il n'y a pas une méthode multicritère standard pour ce genre de problématique. De plus, le décideur ne peut plus comparer les critères ou les paramètres en fonction d'une base commune, pour produire ses préférences (poids). Enfin, notons que le PDRS englobe tout un processus et non pas une action brève et limitée.

5.4. Perspectives

Dans cette section, nous décrivons les algorithmes empiriques pouvant être utilisés avec les capteurs hyperspectraux comme SeaWiFS ou OCTS et quelques éléments pouvant être inclus dans le niveau 3 du PDRS.

5.4.1. Algorithmes empiriques avec les capteurs hyperspectraux

Les mesures spectroradiométriques permettent d'élaborer des algorithmes empiriques et semi-empiriques, avec lesquels on peut estimer les concentrations en pigments chlorophylliens de façon indirecte. Le but de cette opération est le suivi du secteur potentiel choisi. Le choix des bandes des capteurs hyperspectraux (SeaWiFS et OCTS) repose sur le fait que ces bandes sont centrées au niveau des pics d'absorption des concentrations en pigments chlorophylliens (443, 555, 670 nm) (Bidigare *et al.*, 1990). L'analyse doit tenir

compte des corrections signal sur bruit, de l'interface air-eau (Lyzenga, 1977), des réponses spectrales du capteur SeaWiFS (Barnes *et al.*, 1994) et du test de signification de r .

Dans les études antérieures, il existe une multitude d'algorithmes empiriques. Les plus connus sont les algorithmes utilisant les rapports de bandes (Clark, 1981). Ces algorithmes, issus des méthodes statistiques de régression, permettent d'estimer les pigments chlorophylliens avec une erreur moyenne quadratique (rms) de 50 % (Tassan, 1994). Ils sont utilisés essentiellement dans les eaux claires (cas I), où les concentrations de pigments chlorophylliens dominent. En ce qui a trait aux eaux côtières (cas II), l'origine et l'influence des autres constituants (sédiments en suspension et carbone organique dissous) limitent l'utilisation des rapports de bandes. De plus, les algorithmes doivent tenir compte de l'influence de certains paramètres externes, telle la variation de l'angle zénithal solaire. Pour remédier à ce problème particulier, il serait intéressant d'utiliser les algorithmes empiriques, comme celui qui est basé sur le concept de courbure spectrale (Campbell and Esaias, 1983). Cet algorithme minimise les effets spéculaires et de variation d'angle solaire, et donne des résultats satisfaisants lorsque les concentrations en pigments chlorophylliens, en carbone organique dissous (COD) et en sédiments en suspension (SS) sont corrélées ensemble.

Il est tout à fait intéressant de rappeler qu'on peut trouver la chlorophylle-a avec les chlorophylle-b et c ainsi qu'avec trois autres de ces formes dérivées. Les proportions de chacune varient selon l'état physiologique de l'échantillon lors de l'analyse : chlorophylle (groupement phytol et ion Mg^{2+} présents), chlorophyllide (groupement phytol absent et ion Mg^{2+} présent), phéophytine (groupement phytol présent mais ion Mg^{2+} absent) et phéophorbide (groupement phytol et ion Mg^{2+} absents) (Vernon and Gilbert, 1966). Lorsque les concentrations en chlorophylle et en phéopigments sont estimées par la méthode directe, les pigments de chlorophylle et de chlorophyllide sont mesurés ensemble alors que la mesure des phéopigments comprend les phéophytines et les phéophorbides. Ceci montre

l'interférence dans la détermination de la quantité réelle en chlorophylle (Whitney and Darley, 1979).

Dans leurs travaux, Campbell et Esaias (1983) ont utilisé la longueur d'onde centrée à 490 nm ($\Delta\lambda = 30$ nm), soit celle d'absorption des caroténoïdes. En conséquence, la corrélation doit se faire entre $\Delta^2 \log R(490)$ et la concentration de caroténoïdes, laquelle doit être extraite par spectrophotométrie (Parsons *et al.*, 1984).

Le terme $\Delta^2 \log R(\lambda)$ est une mesure de la non-linéarité de $\log R(\lambda)$ entre $\lambda - \Delta\lambda$ et $\lambda + \Delta\lambda$:

$$\Delta^2 \log R(\lambda) = \log R(\lambda + \Delta\lambda) - 2 \log R(\lambda) + \log R(\lambda - \Delta\lambda).$$

où $R(\lambda)$ est la réflectance spectrale, soit le rapport des éclairagements ascendant sur descendant, mesurés juste au-dessous de l'interface air/eau.

Il faut noter que la corrélation entre les pigments chlorophylliens et $\Delta^2 \log R(\lambda)$ diminue et perd de sa signification avec l'influence du carbone organique dissous et des sédiments en suspension (Campbell and Esaias, 1983, figure 14). De plus, la corrélation doit se faire entre les pigments chlorophylliens et $\Delta^2 \log R(\lambda)$, et non pas avec la chlorophylle-a seulement. Cela dépend de la résolution spectrale de l'appareil de mesure ainsi que de la méthode d'extraction et d'estimation de la quantité réelle en chlorophylle-a par rapport aux autres dérivés chlorophylliens. L'adaptation de cet algorithme avec les bandes SeaWiFS est en cours d'application pour des données *in situ* de la baie des Chaleurs (Habbane *et al.*, 1997).

5.4.2. Niveau 3 du PDRS

Si, aux niveaux 1 et 2 de l'étape de structure, le décideur a mis l'accent sur les paramètres extrinsèques, comme la température ou les sources de nourriture, certains facteurs intrinsèques, telle la concentration de protéines antigél, permettent d'expliquer, en partie, la variabilité de la durée de conservation des espèces halieutiques en fonction des saisons (Adambounou, 1996). En fait, le niveau 3 n'inclut pas seulement le choix et l'adaptation des structures aquicoles et des espèces, mais également l'avancement de la technologie (sens large) reliée à l'aquiculture en milieu marin et estuarien (vaccins, etc.). Un des problèmes de développement de la mariculture au Québec est le climat. L'hiver froid et la couverture de glace pendant cette saison limitent considérablement l'installation d'un support maricole. Toutefois, l'amélioration de techniques d'adaptation des espèces au froid constitue une voie et un enjeu importants. D'ailleurs, plusieurs équipes de recherche étudient ce problème, notamment le GRAM (Groupe de recherche en agro-alimentaire marin), regroupant des chercheurs de l'Université du Québec à Rimouski, de l'Institut Armand-Frappier, de l'Institut Maurice-Lamontagne et de l'Université Laval. Ce groupe s'intéresse aux mécanismes d'adaptation au froid des poissons. Pendant l'hiver, les poissons des eaux tempérées froides et des océans polaires migrent vers les zones où la température de l'eau se maintient au-dessus du point de congélation ou augmentent leur teneur sanguine en électrolytes ou en d'autres substances biochimiques (Adambounou, 1996). De façon particulière, les glycopéptides (protéines antigél) sont présents de façon permanente chez les poissons antarctiques et arctiques. Au contraire, chez les espèces des eaux tempérées froides, les protéines antigél fluctuent en fonction des saisons, avec un maximum pendant l'hiver et une disparition pendant le printemps et l'été. De plus, l'âge des poissons a une influence sur cette concentration. Par exemple, la morue serait plus résistante au gel au stade juvénile qu'au stade adulte (Kao and Fletcher, 1988). De la même façon, les jeunes harengs sont plus nombreux dans les eaux froides de la baie des Chaleurs, alors que les

adultes passent l'hiver à Sidney Bight, en Nouvelle-Écosse, où les eaux ne gèlent pas (Chadwick *et al.*, 1990). Les mollusques (moules, pétoncles, etc.) semblent présenter un potentiel beaucoup plus tangible pour le Québec et les régions nordiques. Une structuration adéquate et une stratégie décisionnelle militent en faveur de l'installation d'une activité maricole, même pendant les mois d'hiver, dans les eaux côtières du Québec.

6. Références

Adambounou, L.T. (1996) Les richesses de l'agroalimentaire marin. Réseau, Université du Québec, mai 1996, p. 14-19.

Anonymes (1996) Plan stratégique de développement de la mariculture. Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec (MAPAQ), Rapport interne, 42 p.

Anonymes (1997) Approche systémique pour évaluer le potentiel maricole du Québec. Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec (MAPAQ), Rapport interne, 20 p.

Anding, D. and Kauth, R. (1970) Estimation of sea surface temperature from space. *Remote Sensing of Environment*, vol. 1, p. 217-220.

Anselin, L. (1989) What is special about spatial data ? Alternative perspectives on spatial data analysis. *NCGIA* (National Center for Geographic Information and Analysis), Technical Paper, no 89-4, 20 p.

Babey, S.K. and Soffer, R.J. (1992) Radiometric calibration of the Compact Airborne Spectrographic Imager (CASI). *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 18, no 4, p. 233-242.

Bailey, R. (1990) Le monde sous-marin. Le crabe des neiges de l'Atlantique. Ministère de l'approvisionnement et des services du Canada, no Fs 41-33/6-1990F, 8 p.

Banai, R. (1993) Fuziness in Geographical Information Systems : contributions from the analytic hierarchy process. *International Journal of Geographical Information Systems*, vol. 7, no 4, p. 315-329.

Barnabé, G. (1986) *Aquaculture. Technique et Documentation* (Lavoisier), Paris, 1123 p.

Barnes, R.A., Holmes, A.W, Barnes, W.L., Esaias, W.E., McClain, C.R. and Svitek, T. (1994) SeaWiFS Prelaunch Radiometric Calibration and Spectral Characterization. *In* Hooker, S.B., Firestone, E.R. and Acker, J.G., (eds). *SeaWiFS Technical Report Series, NASA Technical Memorandum 104 566*, vol. 23, 53 p.

Becker, F. (1978) *Physique fondamentale de la télédétection. Notes de cours*, Université de Strasbourg, 107 p.

Becker, F. (1987) The impact of spectral emissivity on the measurement of land surface temperature from satellite. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 8, no 10, p. 1509-1522.

Belsher, T., Lavoie, A. et Dubois, J.-M. (1996) La végétation marine : répartition, biomasse et gestion. *In* F. Bonn (dir.). *Précis de télédétection, volume 2, applications thématiques*. Presses de l'Université du Québec/AUPELF, Sainte-Foy, p. 425-474.

Belton, V. (1986) A comparison of the analytic hierarchy process and a simple multiattribute value function. *European Journal of Operational research*, vol. 26, p. 7-21.

Bergeron, P. (1992) Évaluation des paramètres de production et du potentiel de la baie Tracadigache (baie des Chaleurs) pour l'élevage de la Moule bleue sur filières flottantes.

Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation, Direction de la recherche scientifique et technique, Cahier d'information no 129, 65 p.

Bidigare, R.R., Ondrusek, M.R., Morrow, J.H. and Kiefer, D.A. (1990) *In vivo* absorption properties of algal pigments. SPIE, vol. 1302, Ocean Optics X, p. 290-302.

Bonardelli, J.C., Himmelman, J.H. and Drinkwater, K. (1993) Current Variability and Upwelling Along the North Shore of Baie des Chaleurs. *Atmosphere-Ocean*, vol. 31, no 4, p. 541-565.

Bonardelli, J.C. (1994) Relation entre la ponte chez le Pétoncle géant *Placopecten magellanicus* et les facteurs environnementaux. Thèse de Ph. D., Université Laval, 171 p.

Bonardelli, J.C. (1996) Informations sur la température, la salinité et les vitesses du courant dans les stations de Gascons et Bonaventure, pour les années de 1985 à 1987. Communication écrite.

Bonn, F. et Rochon, G. (1992) Précis de télédétection, Vol. 1, principes et méthodes. Presses de l'Université du Québec/AUPELF, Sainte-Foy, 485 p.

Brans, J.P., Vincke, Ph. and Mareshal, B. (1986) How to select and how to rank projects: the promethee method. *European Journal of Operational Research*, vol. 24, p. 228-238.

Bretschneider, C.L. (1973) Prediction of waves and currents. Look Laboratory Report, vol. III, no 1, p. 1-17.

Campbell, J.W. and Esaias, W.E. (1983) Basis for spectral curvature algorithms in remote

sensing of chlorophyll. *Applied Optics*, vol. 22, no 7, p. 1084-1093.

Canadian Hydrographic Service (1990) Canadian Tide and Current Tables. Vol. 5, Gulf of St. Lawrence. Department of Fisheries and Oceans, Ottawa.

Cardinal, A. (1967) Inventaire des algues marines benthiques de la baie des Chaleurs et de la baie de Gaspé. *Le Naturaliste canadien*, vol. 94, p. 233-246.

Carter, P. et Béland, P. (1984) L'aquaculture marine au Québec. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, no 1315, 85 p.

Carver, S.J. (1991) Integrating Multi-Criteria Evaluation with Geographical Information Systems. *International Journal of Geographical Information Systems*, vol. 5, no 3, p. 321-339.

Castonguay, M. (1996) Profils *STD* réalisés en 1994 dans la baie des Chaleurs. Communication écrite.

Chadwick, E.M.P., Cairns, D.K., Dupuis, H.M.C., Ewart, K.V., Kao, M.H. and Fletcher, G.L. (1990) Plasma levels reflect the migratory behaviour of Atlantic Herring (*Clupea harengus harengus*) in southern Gulf of St. Lawrence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 47, p. 1534-1536

Chevallier, J.-J. (1993) Systèmes d'Aide à la Décision à référence spatiale (SADRS): Méthode de Conception et de Développement. *In* la Conférence canadienne sur les SIG, Actes de conférence, 23 au 25 mars 1993, Ottawa, p. 561-572.

Claereboudt, M.R., Côté, J. and Himmelman, J.H. (1994) Field evaluation of the effect of current velocity and direction on growth of juvenile giant scallop *Placopecten magellanicus*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 183, p. 27-39.

Clark, D.K. (1981) Phytoplankton pigment algorithms for Nimbus-7 CZCS. In Gower, J.F.R. (ed.). *Oceanography from Space*. Plenum Press, New York and London, p. 227-238.

Clark, R.K., Fay, T.H. and Walker, C.L. (1990) Shallow water bathymetry models using multispectral data. *Journal of Imaging Technology*, vol. 16, no 5, 170-175.

Collet, C. (1992) *Systèmes d'information géographique en mode image*. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, 186 p.

Cook, R.H., Sander, F. and Drinnan, R.E. (1987) Atlantic marine water resources: their utilization and potential for aquaculture. *Compte rendu des sessions thématiques, Quatrième assemblée annuelle de l'Association aquicole du Canada, Québec*, p. 61-86.

Côté, J., Himmelman, J.H., Claereboudt, M.R. and Bonardelli, J.C. (1993) Influence of density and depth on the growth of juvenile giant scallops, *Placopecten magellanicus* (Gmelin, 1791), in suspended culture. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 50, p. 1857-1869.

Côté, J., Himmelman, J.H. and Claereboudt, M.R. (1994) Separating effects of food and space on the growth of the giant scallop *Placopecten magellanicus* in suspended culture. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 106, p. 85-91.

Cracknell, A. P. and Hayes, L. W. B. (1991) Introduction to Remote Sensing. Taylor & Francis, London, 293 p.

Courboules, J., Manière, R. et Bouchon, C. (1988) Systèmes d'information géocodés et télédétection à haute résolution. Exemple d'application aux côtes jordaniennes. *Oceanologica Acta*, vol. 11, no 4, p. 337-351.

Cuq, F. (1989) Mise en évidence de la diffraction des houles autour de la Pointe de Chassiron (Îles d'Oléron, Charente-Maritime, France) à l'aide d'une image SPOT-1. *Photo-interprétation*, no 3-4, p. 63-68.

Dadswell, M.H. and Parsons, G.J. (1991) Potential for aquaculture of sea scallop, *Placopecten magellanicus* (Gmelin, 1791). In the Canadian Maritimes using naturally produced spat. 7th International Pectinid Workshop, Portland, Maine, vol. 1, p. 300-307.

Davis, B.E. and Davis, P.E. (1988) Marine GIS : concepts and considerations. In GIS/LIS'88. Proceedings accessing the world. Third Annual International Conference, Exhibits and Workshops, November 30 - December 2, 1988, San Antonio, p. 159-168.

Davis, P.A. and Charlton, J.A. (1986) Remote sensing of coastal discharge sites using Spot simulated data. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 7, no 6, p. 815-824.

Davis, R.A. and Hayes, M.O. (1984) What is a wave-dominated coast ? *Marine Geology*, vol. 60, p. 313-329.

Dee, N., Baker, J.K., Drobny, N.L., Duke, K.N. and Fahringer, D.C. (1972) Environmental Evaluation System for Water Resource Planning. Bureau of Reclamation, U.

S. Department of the Interior, Final report, 192 p.

Derot, B., Gareau, J., Kiss, L.N. et Martel, J.-M. (1994) Le solveur du tableau multicritère Volvox. Centre de recherche sur l'aide à l'évaluation et à la décision dans les organisations (CRAEDO), Université Laval, Document de travail 94-11, 20 p.

Dubois, J.-M. (1985) Diagnostic d'empiétement littoral par photo-interprétation à titre d'aide juridique : exemple dans la baie des Chaleurs, Québec (Canada). Photo-interprétation, vol. 4, p. 41-44.

Dubois, J.-M. et Gosselin, A. (1994) La restauration des rivières à saumons et la photo-interprétation. In F. Bonn (éd.). Télédétection de l'environnement dans l'espace francophone, Presses de l'Université du Québec, Sainte-Foy, p. 479-501.

Duffus, H.J. and Press, M.J. (1981) Note on an extension of the Fraser river plume. Canadian Journal of Remote Sensing, vol. 7, no 2, p. 134-146.

Eastman, J.R. (1993) *IDRISI* : A grid-based geographic analysis system: Version 4.1. Update Manual. Clark University, Graduate School of Geography, Worcester, Massachusetts, 209 p.

Eastman, J.R., Kyem, P.A.K., Toledano, J. and Jin, W. (1993) GIS and decision making. United Nations Intitute for Training and Research (UNITAR). Explorations in Geographic Information Systems Technology, vol. 4, 112 p.

El-Sabh, M.I. and Chassé, J. (1992) Numerical Modeling of tides in Baie des Chaleurs. In Mesoscale meteorology and oceanography. Abstract, 26 th Annual Congress of the Canadian

Meteorological and Oceanographic Society, Université Laval, June 1992.

El-Sabh, M.I. and Ingram, G. (1995) Scallop studies in the Baie des Chaleurs : Large Scale. *In OPEN* (Ocean Production Enhancement Network), Final Scientific Report 1990-1995, Department of Biology, Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia, p. 179-184.

Esaias, W. and Barnes, W. (1986) MODIS - Moderate Resolution Imaging Spectrometer Instrument Panel for Earth Observing System. Instrument Report Panel, NASA, vol. IIb, 59 p.

FAO (1989) Report of the FAO Asian region workshop on geographic information systems application in aquaculture. Bangkok, December 5-23 1988, FAO Fisheries Report no 414, 13 p.

FAO (1991) Report of the FAO Africa workshop on applications of geographic information systems and remote sensing in aquaculture and inland fisheries in cooperation with UNEP/GRID. Nairobi, April 2-19 1991, FAO Fisheries Report no 451, 35 p.

FAO (1995) The state of World Fisheries and Aquaculture. Rome, 57 p.

Fortier, L. (1995) Les scientifiques et la guerre du flétan noir. *Interface*, vol. 16, no 3, p. 9-10.

Forrester, W.D. (1983) Manuel canadien des marées. Ministère des pêches et des océans du Canada, Service hydrographique du Canada, Ottawa, 148 p.

Francis, R., Graf, G., Edwards, P.G., McCaig, M., McCarthy, C., Dubock, P., Lefevre,

A., Pieper, B., Pouvreau, P.Y., Wall, R., Wechler, F., Louet, J. and Zoel, R. (1991) The ERS-1 spacecraft and its payload. *ESA Bulletin*, no 65, p. 27-48.

Gagnon, P. et Coleman, D. (1990) La géomatique, une approche systémique intégrée pour répondre aux besoins d'information sur le territoire. *CISM Journal*. Association canadienne des sciences géomatiques, vol. 44, no 4, p. 383-389.

Gan, J. (1995) Upper ocean modelling in Baie des Chaleurs. Thèse de Ph. D., Université McGill, 161 p.

Gershon, M. (1984) The role of weight and scales in the application of multiobjective decision making. *European Journal of Operational Research*, vol. 15, p. 244-250.

Goodchild, M.F. (1987) A spatial analytical perspective on geographical information systems. *International Journal of Geographical Information Systems*, vol. 1, no 4, p. 327-334.

Goodchild, M.F. (1991) The technological Setting of GIS. *In* Maguire, D.J., Goodchild, M.F. and Rhind, D. (eds). *Geographical Information Systems : Principales and Applications*. Longman, London, vol. 1, p. 45-54.

Goodchild, M.F. (1992) Geographical information science. *International Journal of Geographical Information Systems*, vol. 6, no 1, p. 31-45.

Gordon, H.R., Clark, D.K., Brown, J.W., Brown, O.B., Evans, R.H. and Browkow, W.W. (1983) Phytoplankton pigment concentrations in the Middle Atlantic Bight : comparison of ship determinations and CZCS estimates. *Applied Optics*, vol. 22, no 1, p.

20-30.

Gower, J.R.F., Borstad, G.A., Anger, C.D. et Edel, H.R. (1992) CCD-based imaging spectroscopy for remote sensing: the FLI and CASI programs. *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 18, no 4, p. 199-208.

Grenier, M., Dubois, J.-M., Lavoie, A. et Lambert, É. (1989) Télédétection des sites à potentiel aquicole dans la baie des Chaleurs au Québec : résultats préliminaires. *In* 12^e Symposium canadien sur la télédétection. Comptes rendus, Vancouver du 10 au 14 juillet 1989, vol. 4, p. 2459-2462.

Grenier, M. et Dubois, J.-M. (1990) Évolution littorale récente par télédétection: synthèse méthodologique. *Photo-interprétation*, no 1990-6, p. 3-16.

Gu, X.F., Seguin, B., Hanocq, J.F. and Guinot, J.P. (1994) Evaluation and comparison of atmospheric correction methods for thermal data measured by ERS1-ATRS, NOAA11-AVHRR and Landsat-TM sensors. *In* 6^e Symposium International, Mesures Physiques et Signatures en Télédétection, Comptes rendus, Val d'Isère du 17 au 21 janvier 1994, p. 793-800.

Gupta, M.C. and Sahai, B. (1993) Use of GIS for Brackish Water Aquaculture Site Selection in West Bengal, India. *In* The Canadian Conference on GIS, Proceedings, March 23 to 25, 1993, Ottawa, p. 586-598.

Guyot, G. (1992) Bases physiques de la télédétection - Signatures spectrales des surfaces naturelles. Utilisation pédagogique des images satellitaires, Université d'été internationale d'observation de la terre, p. 67-125.

Habbane, M., Dubois, J.-M., El-Sabh, M.I. and Bénié, G.B. (1995) Simulation of MEIS-II data on 5S code to quantify algal concentration in an intertidal area. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 16, no 5, p. 949-956.

Habbane, M. et Dubois, J.-M. (1996) Zonage aquicole régional en milieu marin par télédétection : évaluation des paramètres et des capteurs. *Photo-interprétation*, 1996/1, p. 63-80 .

Habbane, M., El-Sabh, M.I. et Dubois, J.-M. (1997) Potentiel aquicole régional par télédétection passive et SIG : application aux eaux côtières de la baie des Chaleurs, est du Canada. *International Journal of Remote Sensing* (sous presse).

Habbane, M., Dubois, J.-M., El-Sabh, M.I. et Larouche, P. (1997) Empirical algorithm using SeaWiFS bands : a simple test. *International Journal of Remote Sensing* (soumis).

Hansen, W., Goldsmith, V., Clarke, K. and Bokuniewicz, H. (1991) Development of a Hierarchical, Variable Scale Marine Geographic Information System to Monitor Water Quality in the New York Bight. *In GIS/LIS '91, Proceedings, 28 October-1 November 1991, Atlanta, vol. 2, p. 730-739.*

Harper, M.C., Schaap, P.R.H. and Mulder, G. (1990) GIS : a tool for fisheries habitat management. *In National Conference, GIS for the 1990s, Proceedings, March 5-8 1990, Ottawa, p. 657-670.*

Hill, J.M. and Worthy, J.D. (1985) A GIS applied to the assessment of natural and manmade impacts on deltaic ecosystems. *Proceedings, Integration of Remote Sensed Data in Geographic Information Systems for Processing of Global Information. Whashington*

D.C., p. 4.39-4.50.

Himmelman, J.H. (1995) Juvenile scallops. *In OPEN* (Ocean Production Enhancement Network), Final Scientific Report 1990-1995, Department of Biology, Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia, p. 37-41.

Himmelman, J.H. and Legendre, L. (1995) Growth of Juveniles in Suspended Culture. *In OPEN* (Ocean Production Enhancement Network), Final Scientific Report 1990-1995, Department of Biology, Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia, p. 42-45.

Hudon, C., Legendre, P., Lavoie, A., Dubois, J.-M. et Vigeant, G. (1991) Effet du climat et de l'hydrographie sur le recrutement du homard américain (*Homarus americanus*) dans le nord du golfe du Saint-Laurent. *In* Thériault, J.-C. (dir.). Le golfe du Saint-Laurent : petit océan ou grand estuaire ? Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques, no 113, p. 161-167.

Hunter, R.E. and Hill, G.W. (1980) Nearshore current pattern of South Texas : an interpretation from aerial photographs. *Remote Sensing of Environment*, vol. 10, p. 115-134.

Jacquet-Lagrèze, E. and Siskos, J. (1982) Assessing a set of additive utility functions for multicriteria decision-making, the UTA method. *European Journal of Operational Research*, vol. 10, p. 151-164.

Janssen, R. (1990) A support System for Environmental Decisions. *In* Shefer, D. and Voogd, H. (eds). *Evaluation Methods for Urban and Regional Plans*, Pion, London, p. 159-173.

Jeffery, S. L. and Webster, T. (1992) The use of CASI scanner integrated into a GIS for coastal zone management. *In* The Canadian Conference on GIS, Proceedings, March 24 to 26, 1992, Ottawa, p. 496-497.

Jankowsky, P. (1995) Integrating geographical information systems and multiple criteria decision-making methods. *International Journal of Geographical Information Systems*, vol. 9, no 3, p. 251-273.

Kao, M.H. and Fletcher, G.L. (1988) Juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*) can be more freeze resistant than adults. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 45, p. 902-905.

Kapetsky, J.M., McGregor, L. and Nanne, H. (1987) A geographical information system and satellite remote sensing to plan to aquaculture development. A FAO-UNEP/GRID Cooperative study in Costa Rica. FAO Fisheries Technical Paper 285, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Kapetsky, J.M., Hill, J.M., Worthy, L.D. and Evans, D.L. (1990) Assessing Potential for Aquaculture Development with a Geographic Information System. *Journal of the World Aquaculture Society*, vol. 21, no 4, p. 241-249.

Keeney, R.L. and Raiffa, H. (1976) Decisions with multiple objectives : preferences and value tradeoffs. Ralph L. Keeney and Howard Raiffa, with a contribution by Richard F. Meyer, Wiley & Sons, New York, 569 p.

Keller, C.P., Gowan, R.F. and Dolling, A. (1991) Marine spatio-temporal GIS. *In* The Canadian Conference on GIS, Proceedings, March 18 to 22, 1991, Ottawa, p. 345-358.

Khorram, S., Cheshire, H., Geraci, A.L. and La Rosa, G. (1991) Water quality mapping of Augusta Bay, Italy from Landsat-TM data. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 12, no 4, p. 803-805.

Kifani, S. et Gohin, F. (1992) Dynamique de l'upwelling et variabilité spatio-temporelle de la répartition de la sardine marocaine. *Oceanologica Acta*, vol. 15, no 2, p. 173-186.

Kneizys, F. X., Shettle, E. P., Galley, W. O., Chetwynd, J. H., Abreu, L. W., Selby, J. E. A., Clough, S. and Fenn, R. W. (1983) Atmospheric transmittance/radiance : computer code Lowtran-6. Air Force Geophysics Laboratory, AFGL-TR-83-0187.

Kôgeler, J. and Dahle, S. (1991) Remote Sensing of Sea Surface Temperatures for Aquaculture Planning in Northern Norway. *Arctic*, vol. 22, supp. 1, p. 34-39.

Krieger, Y. and Mulsow, S. (1990) GIS Application in Marine Benthic Resource Management. *In National Conference, GIS for the 1990s, Proceedings, March 5 to 8, 1990, Ottawa*, p. 671-683.

Laaribi, A. (1994) Systèmes d'information géographique et analyse multicritère : intégration pour l'aide à la décision à référence spatiale. Thèse de Ph. D., Université Laval, 209 p.

Lacroix, J., El-Sabh, M.I., Condal, A. et Dubois, J.-M. (1985) Structure thermique et variabilité du courant de surface dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent à l'aide d'images du satellite NOAA-7. *In Bernier, M., Lessard, G.L. et Gagnon, P. (éds). 5^e Congrès de l'Association québécoise de télédétection, Comptes rendus. , vol. V, p. 435-443.*

Lafleur, P.-É., Myrand, B. et Bastien, Y. (1986) L'aquiculture au Québec : analyse globale et plan d'action en recherche/développement. Direction de la recherche scientifique et technique, Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec, 54 p.

Lalumière, R., Lachance, M., Greendale, R., Boies, M., Therrien, J. et Lemieux, C. (1994) Mise à jour de l'information sur les habitats de poissons de la baie des Chaleurs. Rapport conjoint Groupe Environnement Schooner et INRS-Eau pour la Direction de la gestion et de l'habitat du poisson, Ministère des pêches et des océans du Canada, 39 p. et 4 annexes.

Lambert, É. (1992) Analyse d'images satellitaires et création d'un système d'information géographique pour la gestion des ressources en macrophytes marins. Thèse de Ph. D., Université de Montréal, 249 p.

Lambert, J.-D. (1983) Contribution à l'étude des communautés planctoniques de la baie des Chaleurs. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, 131 p.

Larouche, P. et Lavoie, A. (1996) La télédétection appliquée à l'étude des océans. *In* F. Bonn (dir.). Précis de télédétection, volume 2, applications thématiques. Presses de l'Université du Québec/AUPELF, Sainte-Foy, p. 345-392.

Lathrop, R.G. and Lillesand, T.M. (1986) Use of Thematic Mapper data to assess water quality in Green Bay and central Lake Michigan. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, vol. 52, no 5, p. 671-680.

Lathrop, R.G. and Lillesand, T.M. (1987) Calibration of Thematic Mapper thermal data for water temperature mapping : case study on the Great Lakes. *Remote Sensing of*

Environment, vol. 22, p. 297-307.

Laurs, R.M. (1989) Review of satellite applications to fisheries. Proceedings of *IGARSS'89*, Vancouver, p. 2037-2039.

Lavoie, A., Bonn, F., Dubois, J.-M. et El-Sabh, M.I. (1985) Structure et variabilité du courant de surface de l'estuaire maritime du Saint-Laurent à l'aide d'images du Satellite HCMM. *Journal canadien de télédétection*, vol. 11, no 1, p. 70-84.

Lavoie, A., Grenier, M. et Dubois, J.-M. (1989) Cartographie quantitative des algues intertidales, Saint-Fabien-sur-Mer, Québec : premiers essais. *In* Bernier, M., Bonn, F. et Gagnon, P. (éds). *Télédétection et gestion des ressources*, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 4 au 6 mai 1988, vol. vi, p. 353-363.

Lavoie, D. et El-Sabh, M.I. (1996) Propagation d'énergie de basse fréquence dans une baie. *In* *Zone côtière Canada '96*, conférence internationale, les zones côtières : gestion intégrée et développement durable, résumés, Rimouski, du 11 au 17 août 1996, p. 106.

Legendre, L. and Watt, W.D. (1970) The distribution of primary production relative to a cyclonic gyre in baie des Chaleurs. *Marine Biology*, no 2, p. 167-170.

Legendre, L. and Rassoulzadegan, F. (1995) Plankton and nutrient dynamics in marine waters. *Ophelia*, vol. 41, p. 153-172.

Le Quéré, C. (1992) Physical oceanography of the Baie des Chaleurs, Gulf of St. Lawrence. *Mémoire de maîtrise*, Université McGill, 151 p.

Lessard, G., Dubois, J.-M., Lavoie, A. et Grenier, M. (1987) Revue bibliographique et évaluation des techniques de télédétection en milieu côtier. Environnement Canada-Parcs, Direction des ressources naturelles, Rapport 87-R-04, 123 p.

Lessard, G., Cavayas, F. et Dubois, J.-M. (1989) Cartographie géomorphologique du littoral par télédétection numérique : validation des données et résolutions requises. *In* Bernier, M., Bonn, F. et Gagnon, P. (éds). Télédétection et gestion des ressources, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 4 au 6 mai, 1988, vol. vi, p. 365-376.

Li, R. and Blais, J.A.R. (1994) Design and Developpement of a Marine Geoscience Information System. *In* The Canadian Conference on GIS, Proceedings, June 6 to 10 1994, Ottawa, p. 924-933.

Lindell, L.T., Steinvall, O., Jonsson, M. and Claesson, T. (1985) Mapping of coastal water turbidity using Landsat imagery. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 6, no 5, p. 629-642.

Loder, J.W., Ross, C.K. and Smith, P.C. (1988) A space and time-scale characterization of circulation and mixing over submarine banks, with application to the northwestern Atlantic continental shelf. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 45, p. 1860-1885.

Loubersac, L. (1985) Study of intertidal zones using simulated SPOT data: Inventorying of aquacultural sites in the intertropical zone. *In* Report on applications of remote sensing development of satellite to aquaculture and inland fisheries. FAO Remote Sensing Centre Series, vol. 27, p. 261-272.

Lyon, K.G. and Willard, M.R. (1993) SeaStar (SeaWiFS) Ocean Color Remote Sensing Data for The 1990's. *In* Gagnon, P. and O'Neill, N. (éds). Sixteenth Canadian Symposium on Remote Sensing, Proceedings, Sherbrooke, June 7-10, 1993, p. 137-142.

Lyzenga, D.R. (1977) Reflectance of a flat ocean in the limit of zero water depth. *Applied Optics*, vol. 16, no 2, p. 282-283.

Malczewski, J. (1996) A GIS-based approach to multiple criteria group decision-making. *International Journal of Geographical Information Systems*, vol. 10, no 8, p. 955-971.

Markham, B.L. and Barker, J.L. (1986) Landsat MSS and TM post-calibration dynamic ranges : exoatmopheric reflectances and satellite temperatures. EOSAT Landsat Technical notes, Washington, p. 3-8.

Mangapi, A.A. (1994) Krigeage et cokrigeage, méthodes d'interpolation spatiale pour les systèmes d'information géographique. Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, 82 p.

Martel, J.-M. et Aouni, B. (1988) Les préférences du décideur dans le modèle du "goal programming" : une nouvelle formulation. Université Laval, document de travail 88-44, 30 p.

Martel, J.-M. et Aouni, B. (1990) Méthode multicritère de choix d'un emplacement : le cas d'un aéroport dans le nouveau Québec. Université Laval, document de travail 90-30, 33 p.

Martel, J.-M. et Nadeau, R. (1990) Modélisation de préférences révélées avec ELECTRE II : ELECCALC, une approche interactive. Université Laval, document de travail 88-90,

31 p.

Mathias, J. A., (1995) Aquaculture : la révolution bleue. *Écodécision*, no 18, p, 66-70.

McClain, E.P., Pichel, W.G. and Walton, C. (1985) Comparative Performance of AVHRR based Multichannel Sea Surface Temperatures. *Journal of Geophysical Research*, vol. 90, no C6, p. 11,587 - 11,601.

Milne, P.H. (1979) *Fish and Shellfish Farming in Coastal Waters*. Fishing News Books Ltd., Farnham, England, 209 p.

Mingelbier, M. (1995) *Contrôle de la taille du phytoplancton marin dans les eaux côtières tempérées (baie des Chaleurs, golfe du Saint-Laurent)*. Thèse de Ph. D., Université Laval, 120 p.

Ministère des affaires municipales (1984) *Système d'information urbaine à référence spatiale*. Éditeur officiel du Québec, Québec, 75 p.

Ministère des pêches et des océans du Canada (1989) *Le monde sous-marin. Mollusques et crustacés de l'Atlantique*. Ministère de l'approvisionnement et des services du Canada 1989, no Fs 41-33/4-1989F, 7 p.

Ministère des pêches et des océans du Canada (1993) *Aquiculture. Guide des programmes fédéraux*, 44 p.

Ministère des pêches et des océans du Canada (1994) *Aperçu des ressources halieutiques marines canadiennes. Guide des programmes fédéraux*, 26 p.

Ministère de l'approvisionnement et des services du Canada (1987) Inventaire national des équipements en eau, municipalité du Canada, Ottawa, 419 p.

Minnett, P.J. (1988) Satellite infrared scanning radiometers-AVHRR and ATSR/M. *In* Vaughan, R.A. (ed.). Microwave Remote Sensing for oceanographic and marine weather-forecast models, vol. 298, p. 141-163.

Minster, J.F. (1992) Le satellite ERS-1. *In* Utilisation pédagogique des images de télédétection : Université d'été internationale d'observation de la terre, Cépaduès, Toulouse, p. 129-138.

Mouchot, M.-C. et Dupont, O. (1989) Utilisation d'un système à référence spatiale pour l'accès aux données océanographiques *Ocear*. *In* Conférence Nationale, défi des années 90 SIG, actes de conférence, du 27 février au 3 mars, 1989, Ottawa, p. 658-667.

Mouchot, M.-C., Grenier, M. et Létourneau, G. (1996) Télédétection de la qualité de l'eau. *In* F. Bonn (dir.). Précis de télédétection, volume 2, applications thématiques. Presses de l'Université du Québec/AUPELF, Sainte-Foy, p. 393-426.

Mueller, L.J. and Austin, R.W. (1992) Volume V, ocean optics protocols for SeaWiFS validation. *In* Stanford B. Hooker (ed.). SeaWiFS Technical Report Series, NASA Goddard Space Flight Center, Greenbelt, Maryland, 45 p.

Nijkamp, P., Rietveld, P. and Voogd, H. (1990) Multicriteria Evaluation in Physical Planning. *In* Jorgenson, D.W. and Waelbroeck, J. (eds). Contributions to Economic analysis. North-Holland, Amsterdam, New York, Oxford, Tokyo, 219 p.

Nijkamp, P. and Scholten, H.J. (1993) Spatial information systems : design, modelling and use in planning. *International Journal of Geographical Information Systems*, vol. 7, no 1, p. 85-96.

Ninnis, R.M., Emery, W.J. and Collins, M.J. (1986) Automated extraction of pack ice motion from Advanced Very High Resolution Radiometer imagery. *Journal of Geophysical Research*, vol. 91, no C9, p. 10725-10734.

Njoku, E.G., Barnett, T.P., Laurs, R.M. and Vastano, A.C. (1985) Advances in satellite sea surface temperature measurement and oceanographic applications. *Journal of Geophysical Research*, vol. 90, no C6, p. 11,573-11,586.

Nutt, P.C. (1980) Comparing methods for weighting decision criteria. *Omega*, vol. 8, no 2, p. 163-172.

O'Neill, N.T, Royer, A. et Mouchot, M.C. (1989) Les spectromètres imageurs : leur utilisation en télédétection. *In* Bernier, M., Bonn, F. et Gagnon, P. (éds). *Télédétection et gestion des ressources*, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 4 au 6 mai 1988, vol. vi, p. 289-301.

OPEN (Ocean Production Enhancement Network) (1995) Final Scientific Report 1990-1995, Department of Biology, Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia, 195 p.

Openshaw, S. (1990) Spatial Analysis and Geographical Informations Systems : a review of progress and possibilities. *In* Scholten, H.J. and Stillwell, J.C.H. (eds). *Geographical Information Systems for Urban and Regional Planning*. Academic Publishers, Dordrecht, p. 156-163.

Openshaw, S. (1991) Developing appropriate spatial analysis methods for GIS. *In* Maguire, D.J., Goodchild, M.F. and Rhind, D. (eds). *Geographical Information Systems : Principles and Applications*. Longman, London, vol. 2, p. 389-402.

Ouellet, Y. (1982) Régime des vagues dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. *Projet de forages hauturiers de SOQUIP, phase I*, Québec, 23 p.

Parsons, T.R., Maita, Y. and Lalli, C.M. (1984) *A manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis*. Pergamon Press, Paris, p. 101-112.

Pereira, J.M.C. and Duckstein, L. (1993) A multiple criteria decision-making approach to GIS-based land suitability evaluation. *International Journal of Geographical Information Systems*, vol. 7, no 5, p. 407-424.

Piccolo, M.C. and El-Sabh, M.I. (1993) Cyclone Climatology of Southeastern Canada. *Climatological Bulletin*, vol. 27, no 3, p. 81-95.

Piccolo, M.C. and El-Sabh, M.I. (1994) Cyclone frequency over the Chaleurs bay, Canada. *In* *Second International Conference on air-sea interaction and meteorology and oceanography of the coastal zone*, 22-27 September 1994, Lisbon, p. 192-193.

Pichel, W., Weeks, M., Sapper, J., Tadepalli, K., Jandhyala, A. and Ketineni, S. (1991) Satellite Mapped Imagery for CoastWatch. *In* *7th Symposium on Coast and Ocean Management, Proceedings*, Long Beach, p. 2531-2545.

Pichel, W., Clemente-Colón, P., Saper, J., Duda, C. and Krasnopolsky, V. (1995) Validation and quality control of CoastWatch satellite derived water surface temperature

imagery. *In* Third Thematic Conference on Remote Sensing for Marine and Coastal Environments, Seattle, 18-20 September 1995, p. I-83-I-94.

Pitt, T.K. (1989) Le monde sous-marin. La plie canadienne. Ministère de l'approvisionnement et des services du Canada, no Fs 41-33/15-1989F, 6 p.

Richard, Y. (1992) Cartographie des algues sur les estrans nord de l'Île d'Oléron. *In* Utilisation pédagogique des images satellitaires : Université d'été internationale d'observation de la terre, Cépaduès, Toulouse, p. 307-318.

Riegman, R., Kuipers, B.R., Noordeloos, A.A.M. and Witte, H.J. (1993) Size-differential control of phytoplankton and the structure of plankton communities. *Netherland Journal of Sea Research*, vol. 31, p. 255-265.

Rietveld, P. (1980) Multiple objective decision methods and regional planning. Elsevier/North Holland, New York, 330 p.

Roberts, S.I. and Ricketts, P.J. (1990) Developing integrated information systems for marine and coastal environments - Lessons from the FMG project. *In* National Conference, GIS for the 1990s, Proceedings, March 5-8 1990, Ottawa, p. 157-166.

Rosenbaum, G. and Schölles, R. (1991) Le Grand livre de Turbo Pascal 6.0. Traducteurs Abbasbhay, H. et Kocher, R., Éditions Micro Application, Paris, 1218 p.

Roy, B. (1985) Méthodologie multicritère d'aide à la décision. Economica, Paris, 423 p.

Roy, S. (1996) Informations sur les algues toxiques. Communication écrite.

Saaty, T.L. (1980) *The Analytic Hierarchy Process*. Advanced Book Program. McGraw-Hill Inc., International Book Company, New York, 287 p.

Saaty, T.L. (1984) *Décider face à la complexité : une approche analytique multicritère d'aide à la décision*. Collection Université-Entreprise, traduit de l'anglais par Dahan, L., adaptation française par Hirsch, G., *Entreprise moderne de l'édition*, Paris, 231 p.

Saaty, T.L. (1990) *How to make a decision : the Analytical Hierarchy Process*. *European Journal of Operational Research*, vol. 48, p. 9-26.

Saunders, P. M. (1970) *Corrections for airborne radiation thermometry*. *Journal of Geophysical Research*, vol. 75, p. 7596-7601.

Schafer, C.T. (1977) *Distribution and depositional history of sediments in Baie des Chaleurs, Gulf of St. Lawrence*. *Canadian Journal of Earth Sciences*, vol. 14, p. 593-605.

Shuchman, R.A. and Rea, D.K. (1981) *Determination of beach sand parameters using remotely sensed aircraft reflectance data*. *Remote Sensing of Environment*, vol. 11, p. 295-310.

Shumway, S.E. (1989) *Toxic algae : A serious threat to shellfish aquaculture*. *World Aquaculture*, vol. 20, no 4, p. 65-74.

Simon, H.A. (1977) *The new science of management decision*. Englewood Cliffs, Prentice Hall, New Jersey, 175 p.

Star, J. and Estes, J. (1990) *Geographical Information Systems : An Introduction*.

Englewood Cliffs, Prentice Hall, New Jersey, 303 p.

St. Martin, K. (1993) Applications in coastal zone research and management. Explorations in Geographic Information Systems Technology. United Nations Institute for Training and Research (UNITAR), vol. 3, 141 p.

Strickland, J.D.H. and Parsons, T.R. (1972) A Practical Handbook of Sea Water Analysis. Fisheries Research Board Canada, 310 p.

Stumpf, R.P. (1987) Application of AVHRR satellite data to the study of sediment and chlorophyll in turbid water. NOAA Technical Memorandum NESDIS AISC 7, Washington, 50 p.

Stumpf, R.P. and Pennock, J.R. (1989) Calibration of a general optical equation for remote sensing of suspended sediments in a moderately turbid estuary. Journal of Geophysical Research, vol. 94, no C10, p. 14,363-14,371.

Sudarshana, R., Bhan, S.K., Siddiqui, M.S., Vohra, T.P.S., Prasad, P.N., Bhat, U.G. and Neelakantan, B. (1993) Experiments in site selection for coastal aquaculture using Indian remote sensing : IRS-1A. International Journal of Remote Sensing, vol. 14, no 15, p. 2275-2284.

Tamigneaux, E. (1996) Contrôle environnemental et destin différentiel de différentes classes de taille du phytoplancton dans des eaux côtières tempérées (baie des Chaleurs, golfe du Saint-Laurent). Thèse de Ph. D., Université Laval, 158 p.

Tassan, S. (1992) An algorithm for the identification of benthic algae in the Venice lagoon

from Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 13, no 15, p. 2887-2909.

Tassan, S. and Ribera d'Alcalá, M. (1993) Water Quality Monitoring by Thematic Mapper in Coastal Environments. A performance Analysis of Local Biooptical Algorithms and Atmospheric Correction Procedures. *Remote Sensing of Environment*, vol. 45, p. 177-191.

Tassan, S. (1994) Local Algorithms Using SeaWiFS data for the Retrieval of Phytoplankton Pigments, Suspended Sediment, and Yellow Substance in coastal waters. *Applied Optics*, vol. 33, no 20, p. 2369-2378.

Thomas, B. (1996) Informations sur les sites d'aquaculture dans la baie des Chaleurs. Communication écrite.

Tomlin, D. (1990) *Geographic information systems and cartographic modelling*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 249 p.

Tomlinson, R.F. (1987) Current and potential uses of geographical information systems : the North American experience. *International Journal of Geographical Information Systems*, vol. 1, no 1, p. 203-218.

Tricart, J., Trautman, J. and Bonn, F. (1996) La télédétection appliquée à la géomorphologie continentale et aux systèmes écogéographiques. *In* F. Bonn (dir.). *Précis de télédétection, volume 2, applications thématiques*. Presses de l'Université du Québec/AUPELF, Sainte-Foy, p. 57-89.

Tupas, L., Popp, B.N and Karl, D.M. (1994) Dissolved Organic Carbon in Oligotrophic

Waters: Experiments on Sample Preservation, Storage and Analysis. *Marine Chemistry*, vol. 45, p. 207-216.

Vargas, L.G. (1990) An overview of the Analytical Hierarchy Process and its applications. *European Journal of Operational research*, vol. 48, p. 2-8.

Vergier, F. (1996) La télédétection des domaines littoraux. *In* F. Bonn (dir.). Précis de télédétection, volume 2, applications thématiques. Presses de l'Université du Québec/AUPELF, Sainte-Foy, p. 325-343.

Vergier, F., Wang, L., Cuq, F. et He, D.-C. (1987) Données multitemporelles Spot-1 pour l'étude du régime des côtes sableuses, la Pointe d'Arçay (Vendée, France). *Photo-interprétation*, no 1987-2, p. 29-38.

Vernon, L.P. and Gilbert, R.S. (1966) *The chlorophylls*. Academic Press, New York, 679 p.

Vincke, P. (1986) Analysis of multicriteria decision aid in Europe. *European Journal of Operational research*, vol. 25, p. 160-168.

Voogd, H. (1983) *Multicriteria evaluation for urban and regional planning*. Pion, London, 367 p.

Walsh, G. et Lavergne, Y. (1991) Sédimentation et dispersion des déblais de dragage en mer et effets sur la moule bleue (*Mytilus edulis*) en élevage dans la baie des Chaleurs. *In* Atelier de planification sur les mollusques et la pollution marine. 12-13 septembre 1990, Percé, 92 p.

Wang, L. et Verger, F. (1985) Classification des paysages et cinématique de la Pointe d'Arçay par traitement automatique d'images aériennes et spatiales. *Photo-interprétation*, no 4, p. 1-5.

Wen-Yao, L., Field, R. T., Gantt, R. G. and Klemas, V. (1987) Measurement of the surface emissivity of turbid waters. *Remote Sensing of Environment*, vol. 21, p. 97-109.

Whitlock, C.H., Poole, L.R., Usry, J.W., Houghton, W.M., Witte, W.G., Morris, W.D. and Gurganus, E.A. (1981) Comparison of reflectance with backscatter and absorption parameters for turbid waters. *Applied Optics*, vol. 20, no 3, p. 517-522.

Whitney, D.E. and Darley, W.M. (1979) A method for the determination of chlorophyll-a in samples containing degradation products. *Limnology and Oceanography*, vol. 24, no 1, p. 183-186.

Wukelic, G.E., Gibbons, D.E., Marticci, L.M., and Foote, H.P. (1989) Radiometric calibration of Landsat Thematic Mapper thermal band. *Remote Sensing of Environment*, vol. 28, p. 339-347.

Zadeh, L.A. (1965) Fuzzy sets. *Information and Control*, vol. 8, p. 338-353.

Zeleny, M. (1984) Multiple criteria decision making : past decade and future trends : a source book of multiple criteria decision making. JAI Press Inc., Greenwich, CT, 337 p.

7. Annexe : méthode de correction atmosphérique (*Split Window*)

7.1. Introduction

Le spectre infrarouge est divisé en proche infrarouge, entre les longueurs d'onde de 0,75 μm à 1,5 μm et en infrarouge thermique, entre les longueurs d'onde de 3 μm à 300 μm . Dans ce spectre, les applications à la télédétection sont importantes, pour l'eau, le sol et la végétation. Elles permettent d'extraire la température de surface et l'émissivité, paramètres physiques importants dans la modélisation du flux de chaleur et du bilan énergétique global.

Dans le proche infrarouge, l'intensité de la radiation réfléchie est plus grande que celle émise. Ce n'est pas le cas dans l'infrarouge thermique où la radiation émise devient prépondérante.

7.2. Composantes du signal dans le domaine de l'infrarouge thermique

La luminance d'un corps noir $L(\lambda)$ ($\text{W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{sr}^{-1}\cdot\mu\text{m}^{-1}$), émettant une énergie monochromatique à la température T , peut être déterminée par la formule de Planck, qui est de la forme (Becker, 1978):

$$L(\lambda) = \frac{2 h c^2 \lambda^{-5}}{\exp\left(\frac{hc}{\lambda kT}\right) - 1}$$

avec :

- h = constante de Planck = $6,6256 \cdot 10^{-34} \text{ W}\cdot\text{s}^2$,
- c = vitesse de la lumière = $2,9979 \cdot 10^8 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$,
- k = constante de Boltzmann = $1,38 \cdot 10^{-23} \text{ W}\cdot\text{s}\cdot\text{K}^{-1}$,

T = température absolue en Kelvins (K) et

λ = longueur d'onde en m.

L'équation de Planck est valide pour un cas monochromatique idéal et doit tenir compte de la réponse spectrale du capteur.

Le corps noir est considéré lambertien, c'est-à-dire qu'il émet uniformément dans toutes les directions. Sa puissance spectrale par unité de surface ou émittance $M(\lambda)$ ($\text{W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\mu\text{m}^{-1}$), est exprimée par la loi de Stephan-Boltzmann, selon cette forme :

$$M(\lambda) = \pi L(\lambda)$$

L'émittance totale d'un corps noir ($\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$), pour l'ensemble du domaine spectral est obtenue en intégrant la formule de Planck de $\lambda=0$ à λ infini, pour obtenir :

$$M = \int_0^{\infty} \pi L(\lambda) d\lambda = \sigma T^4$$

où σ est la constante de Stephan-Boltzmann ($\sigma = 5,6698 \cdot 10^{-8} \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{K}^{-4}$).

Or l'émittance des surfaces naturelles ne dépend pas seulement de la température comme dans le cas du corps noir, mais de l'émissivité. L'émissivité, ϵ est le rapport du flux émis par unité de surface du corps par le flux émis par unité de surface par un corps noir porté à la même température :

$$\epsilon = \frac{M_{CT}}{\sigma T^4}, \text{ avec } 0 < \epsilon < 1$$

En condition d'équilibre thermique et lorsque l'échantillon présente une surface optiquement polie et une épaisseur suffisante pour qu'il soit complètement opaque (Guyot, 1992), l'émissivité spectrale, pour une surface lambertienne peut être déduite à partir de la loi de Kirchoff :

$$\epsilon(\lambda) = \alpha(\lambda) = 1 - \rho(\lambda)$$

où $\alpha(\lambda)$ est l'absorptance spectrale et $\rho(\lambda)$, la réflectance spectrale.

En télédétection infrarouge thermique, le capteur mesure un signal proportionnel à la luminance $L(\lambda)$. Ce signal est significatif seulement dans certaines fenêtres allant de 3,5 à 4 μm et de 8 à 14 μm où l'atmosphère est transparente. Toutefois, la bande d'absorption de l'ozone centrée à 9,6 μm incite à diviser la fenêtre 8-14 μm en deux : la première de 8 à 9 μm et la deuxième de 10,2 à 12,4 μm . Par exemple, le capteur AVHRR de NOAA-11 effectue les mesures dans les bandes 4 (10,3-11,3 μm) et 5 (11,5-12,5 μm).

La luminance mesurée au capteur, $L^*(\lambda)$ est la contribution de la luminance de surface $L_s(\lambda)$, de la luminance atmosphérique ascendante $L_u(\lambda)$ et descendante $L_d(\lambda)$ (Cracknell and Hayes, 1991).

A. Luminance de surface, $L_s(\lambda)$, T_s

La luminance de surface correspond à la radiation émise par la surface et atténuée par

l'atmosphère. Cette luminance peut s'écrire :

$$L_s(\lambda) = \epsilon(\lambda) L(\lambda, T_s) \tau(\lambda, \theta; p_0, 0)$$

$L(\lambda, T_s)$ est la luminance tirée à partir de la formule de Planck, $\tau(\lambda, \theta; p_0, 0)$ est la transmittance atmosphérique dans la direction θ où la pression à la surface et à l'extérieur de l'atmosphère est respectivement p_0 et 0.

B. Luminance atmosphérique ascendante, $L_u(\lambda), T_2$

L'atmosphère émet de la radiation à toutes les altitudes. Cette luminance dépend des paramètres atmosphériques comme la concentration et le profil vertical de la vapeur d'eau.

La luminance reçue au capteur peut s'écrire de cette forme :

$$L_a(\lambda) = \int_{p_0}^p L(\lambda, T(p)) \frac{d\tau}{dp}(\lambda, \theta; p, 0) dp$$

$T(p)$ est la température à la hauteur où la pression est p .

C. Luminance atmosphérique descendante, $L_d(\lambda), T_3$

La luminance atmosphérique descendante correspond à la luminance descendante vers la surface, réfléchiée par cette dernière puis atténuée par l'atmosphère avant d'atteindre le capteur. Cette luminance dépend de l'émissivité de la surface. Elle est de la forme :

$$L_d(\lambda) = (1-\epsilon(\lambda)) \tau(\lambda, \theta; p_0, 0) \int_0^{p_0} L(\lambda, \tau(p)) \frac{d\tau}{dp}(\lambda, \theta; 0, p_0) dp$$

Lorsque l'émissivité est proche de l'unité comme dans le cas de l'eau, cette luminance est négligeable.

D. Luminance mesurée au capteur, $L^*(\lambda)$

La luminance mesurée au capteur est la somme des trois luminances, $L_s(\lambda)$, $L_u(\lambda)$ et $L_d(\lambda)$. Elle peut être selon une forme simplifiée :

$$L^*(\lambda, T) = \epsilon(\lambda) L(\lambda, T_s) \tau(\lambda, \theta) + L_u(\lambda, T_a) + (1-\epsilon(\lambda)) \tau(\lambda, \theta) L_d(\lambda, T_a)$$

La contribution de l'atmosphère et de l'émissivité de surface n'est pas négligeable malgré l'utilisation de fenêtres adéquates en télédétection infrarouge. Des corrections atmosphériques s'imposent par l'utilisation de modèles standard de transfert radiatif comme Lowtran (Kneizys *et al.*, 1983) ou des méthodes utilisant plusieurs canaux comme le *Split Window*.

7.3. Méthode du *Split Window*

La méthode du *Split Window* a été développée essentiellement pour les surfaces aquatiques. Elle a été suggérée la première fois par Anding et Kauth en 1970 et a l'avantage d'assumer que toutes les variations locales des conditions atmosphériques sont faibles.

La suggestion originale de Anding et Kauth a été d'utiliser deux bandes. La première entre 7 à 9 μm et la deuxième, celle de l'ozone de 10 à 12 μm . Une mesure dans chacune des intervalles peut être utilisée pour éliminer l'effet de l'atmosphère.

La méthode du *Split Window* suppose que : 1) la surface est presque homogène et parfaitement diffuse (lambertienne), 2) la température de surface est proche de celle de l'atmosphère; cette dernière varie lentement, 3) l'absorption de l'atmosphère est faible et se fait seulement par la vapeur d'eau; ces deux derniers points permettent de linéariser l'équation de Planck, 4) l'émissivité est constante sur de larges surfaces et très proche de 1, et 5) les émissivités dans les deux canaux thermiques 4 et 5 de AVHRR sont très proches.

L'énergie thermique émise par une surface est absorbée par les particules atmosphériques et réémise à différents niveaux de l'atmosphère. Dans le cas de l'eau où l'émissivité est assumée égale à 1, l'équation de transfert radiatif décrivant ce processus s'exprime ainsi :

$$L^*_i(\lambda) = L_i(\lambda, T_s) \tau_i(\lambda, \theta) + L_a(\lambda, T_a)$$

L'absorption atmosphérique dans les trois bandes thermiques est due essentiellement à la vapeur d'eau. La transmittance atmosphérique dans un canal i est alors égale :

$$\tau_i = e^{-k_i x} \approx 1 - k_i x$$

où k_i est le coefficient d'absorption et x est la quantité de vapeur d'eau ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$).

En utilisant un développement en série de Taylor, avec différentes approximations (Becker, 1987), la température de brillance dans un canal i peut s'écrire :

$$T_i = T_s + k_i x (T_a - T_s)$$

où T_i est la température de brillance correspondant à L^*_i .

Une régression de $(T_s - T_j)$ en fonction de $(T_i - T_j)$ pour différentes combinaisons de bandes conduit à l'équation *Multichannel Sea Surface Temperature* (MCSST), qui est de la forme:

$$T_s = A_0 + \sum_{i=1}^N A_i T_i, \text{ avec } \sum_{i=1}^N A_i = 1$$

En utilisant deux canaux, cette équation peut être représentée par une fonction linéaire de la température de brillance des deux bandes :

$$T_s = A_0 + A_1 T_1 + A_2 T_2$$

où T_1 et T_2 sont les températures de brillance des deux canaux 1 et 2 et A_0 , A_1 et A_2 sont des constantes.

Dans le cas du *Split Window*, la somme des coefficients A_1 et A_2 est égale à 1, alors :

$$T_s - T_1 = A_0 + A_2 (T_2 - T_1)$$

Les coefficients A_0 et A_2 sont obtenus par régression linéaire entre $(T_s - T_1)$ et $(T_2 - T_1)$. Un exemple du *Split Window* (jour), utilisé avec le capteur AVHRR de NOAA-9 couplé à des mesures *in situ* (McClain *et al.*, 1985), est :

$$T_s = 3,65 T_{11} - 2,67 T_{12} - 268,92$$

T_s est la température de surface en °C. T_i est la température de brillance en kelvin à 11 et 12 μm . Dans ce cas, l'écart quadratique moyen de la température de surface est de $\pm 0,5^\circ\text{C}$.

Les équations multibandes (*MCSST*) utilisées dans la thèse pour produire les images en températures de l'eau de surface sont mentionnées sur le tableau qui suit.

	Jour	Nuit
NOAA-11, T_s (°C) (Pichel <i>et al.</i> , 1991)	$1,01345 (T_{11}) + 2,659762 (T_{11}-T_{12}) + 0,526548 (T_{11}-T_{12}) (\text{Sec}\theta-1) - 277,742$	$1,036027 (T_{11}) + 0,892857 (T_{3,7}-T_{12}) + 0,520056 (T_{3,7}-T_{12}) (\text{Sec}\theta-1) - 282,374$
NOAA-12, T_s (°C) (Pichel <i>et al.</i> , 1995)	$0,963563 (T_{11}) + 2,579211 (T_{11}-T_{12}) + 0,242598 (T_{11}-T_{12}) (\text{Sec}\theta-1) - 263,006$	$0,967077 (T_{11}) + 2,384376 (T_{11}-T_{12}) + 0,480788 (T_{11}-T_{12}) (\text{Sec}\theta-1) - 263,94$

T_s est la température de l'eau de surface (°C), $T_{3,7}$, T_{11} et T_{12} sont les températures apparentes (K) à 3,7, 11 et 12 μm et $\text{Sec}\theta$ est le secant de l'angle zénithal du capteur AVHRR.

La méthode du *Split Window* assume que l'émissivité est égale à l'unité. Or, même pour les surfaces aquatiques, l'émissivité spectrale n'est pas égale à 1. Il a été suggéré par Saunders (1970), que celle-ci est égale à 0,986 pour une «surface aquatique plane». Les mesures de la température à la surface, entre 8 et 14 μm , donnent des erreurs de $\pm 0,5$ à $0,7^\circ\text{C}$.

Cependant, dans les zones côtières, estuariennes, certains facteurs affectent l'émissivité spectrale. Parmi ceux-ci, on retrouve les fortes concentrations de sédiments en suspension et la rugosité de surface. Cette dernière est difficile à quantifier, mais les concentrations des

sédiments en suspension peuvent être mesurées. Wen-Yao *et al.* (1987) ont montré, dans une étude en laboratoire, que la turbidité engendrée par les sédiments organiques et inorganiques affecte sensiblement l'émissivité de surface. Pour des eaux claires, l'émissivité a été de 0,975. Au contraire, pour des eaux turbides de 100 mg.l⁻¹ et de 100 000 mg.l⁻¹, l'émissivité décroît, respectivement de 0,970 à 0,95. Une variation sur l'émissivité de 0,01 cause une augmentation de la température de 1 °C, pour une atmosphère sèche.