

UNIVERSITE DU QUEBEC

MEMOIRE PRESENTE A

UNIVERSITE DU QUEBEC A TROIS-RIVIERES

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAITRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

LUC BELANGER

ETUDE DE LA SELECTION ET DE LA STRUCTURE DES HABITATS

D'ELEVAGE CHEZ LA SAUVAGINE

AOUT 1984

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

## RESUME

La période d'élevage est le stade du cycle vital de la sauvagine où les exigences environnementales sont les plus complexes et les moins bien connues. Une connaissance adéquate des mécanismes de sélection des habitats d'élevage est essentielle à une gestion faunique permettant la survie de la ressource de même qu'une récolte exploitable.

Notre étude s'est effectuée dans 29 milieux humides permanents situés en périphérie du lac Saint-Pierre. Elle avait comme objectifs d'identifier les éléments environnementaux composant ou décrivant la structure des habitats d'élevage et d'élaborer un modèle quantitatif d'évaluation des milieux humides.

Nos résultats ont révélé que la conductivité de l'eau est un bon descripteur de l'utilisation des milieux par les couvées. Cette même utilisation est indépendante de la taxonomie, de la densité et de la physionomie végétale mais est influencée par la répartition des plantes aquatiques et terrestres. Les couvées sont davantage présentes dans les milieux les plus riches en invertébrés aquatiques que ce soit

en terme de qualité protéinique (Chironomidae) ou d'abondance, ces éléments étant interreliés. Les caractéristiques morphométriques des milieux se sont avérées de bons descripteurs de l'utilisation des habitats d'élevage. Les milieux variant de 0,5 à 2,0 ha. et ceux avec un indice du développement des lignes de rivage supérieur à 1,5 semblent être les plus productifs en terme de couvée. Enfin, les couvées semblent tolérantes face à un certain degré de perturbation humaine (routes principales).

Nous avons déterminé, à l'aide de régressions multiples, que la sélection de l'habitat d'élevage était autant influencée par l'aspect physique que l'aspect biologique des marais. Nous avons, par contre, mis en évidence que la morphométrie des milieux était un meilleur descripteur de la sélection de l'habitat d'élevage que les paramètres taxonomiques ou biologiques, exprimant significativement l'utilisation des milieux par les couvées.

Nos résultats suggèrent l'existence d'une structure d'habitat d'élevage précise. Cette structure s'exprimerait par la conductivité de l'eau, le recouvrement latéral et le périmètre des milieux. Ces caractéristiques environnementales rendent compte de la dépendance des couvées en couvert de

protection et en ressources alimentaires.

Nous avons élaboré, sur la base des trois paramètres précédemment cités, deux modèles prévisionnels de la sélection des habitats d'élevage. Le premier modèle permet d'atteindre une puissance discriminante de 93,1% entre un milieu utilisé et un milieu inutilisé par les couvées. Une représentation graphique a été réalisée à partir de ce modèle afin d'en faciliter l'utilisation.

Nous avons également formulé, à l'aide d'une régression multiple, un deuxième modèle prévisionnel de l'utilisation des milieux par les couvées. Ce modèle, qui est en fonction de la conductivité de l'eau, du recouvrement latéral et du périmètre des marais, utilisé en complément du précédent, permet d'expliquer significativement 77,2% de la variation de l'utilisation des milieux par les couvées. Utilisé seul, il explique 49,6% de cette variation.

## REMERCIEMENTS

Nous voudrions remercier en tout premier lieu le Dr Richard Couture, du département de chimie-biologie de l'Université du Québec à Trois-Rivières, qui a bien voulu diriger ce mémoire. Nous lui sommes gré de l'intérêt soutenu, des conseils et critiques pertinentes formulés tout au cours de notre recherche.

Nos remerciements s'adressent également à MM. Georges Arsenault, Patrick Plante et Yvon Champagne de Canards Illimités (Canada), de même qu'à MM. Jean-Claude Bourgeois et Marcel Bernard du Ministère du loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'Aménagement et de l'Exploitation de la Faune, direction de Trois-Rivières. Leur aide matérielle ou logistique, leurs conseils et encouragements furent des plus appréciés.

Nous voudrions exprimer notre gratitude à Mme Sylvie Tremblay, Mme Josée Brunelle et à M. Pierre Blanchette, biologistes, de même qu'à MM. Daniel Dolan, Gaétan Roy et Maurice Racine, techniciens de la Faune. Tous ont collaboré aux différents échantillonnages. Leur compétence et leur

expérience ont grandement facilité nos travaux. M. Pierre Blanchette a de plus participé à la compilation et à l'analyse statistique des données. Nous lui en sommes très reconnaissant.

Nous remercions M. François Bélanger, professeur au CEGEP de Joliette qui a bien voulu assurer la révision et la correction du manuscrit ainsi que Mme Nicole Tremblay qui a pour sa part patiemment et soigneusement dactylographié les textes.

J'exprime ma plus profonde gratitude à mon épouse, Mme Sylvie Tremblay pour la réalisation des différents tableaux et figures, pour toute l'aide apportée dans toutes les phases de cette recherche et pour la patience dont elle a fait preuve.

Enfin, cette étude fut rendue possible grâce à la participation financière sous forme de contrat ou de bourse de recherches; de l'Université du Québec à Trois-Rivières, de Canards Illimités (Canada), de la Société Zoologique de Québec et du Service Canadien de la Faune (Environnement Canada).

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	i
REMERCIEMENTS .....	iv
TABLE DES MATIERES .....	vi
LISTE DES TABLEAUX .....	x
LISTE DES FIGURES .....	xiv
CHAPITRES	
I. INTRODUCTION	
A.- Problématique .....	2
1.1 Pertes d'habitats.....	2
1.2 Augmentation de la pression de chasse .....	5
1.3 État actuel de la recherche.....	6
B.- Objectifs et buts de l'étude.....	10
II. RÉGION D'ÉTUDE ET CHOIX DES MILIEUX	
2.1 Région d'étude .....	15
2.2 Choix des milieux à l'étude .....	17
2.3 Description des milieux .....	18
III. CYCLE VITAL DES ANATINÉS AU QUEBEC.....	
IV. PARAMÈTRES À L'ÉTUDE, MATÉRIEL ET MÉTHODES DE RÉALISATION	
4.1 Inventaire de la sauvagine .....	30
4.2 Paramètres biologiques et physiques.....	31
4.2.1 Paramètres biologiques à l'étude.....	32
4.2.2 Paramètres physiques à l'étude.....	34



4.2.3 Matériel et méthodes de réalisation....	36
4.3 Analyse et traitement statistique.....	53
V. UTILISATION PAR LA SAUVAGINE	
Introduction .....	56
5.1 Abondance relative des espèces.....	57
5.2 Opportunisme des espèces recensées.....	61
5.3 Inventaires et dénombrements .....	68
5.4 Utilisation et sélection des milieux par les couvées.....	70
5.4.1 Utilisation des milieux.....	70
5.4.2 Sélection des milieux .....	75
5.4.3 Utilisation comparée des milieux par les couvées et les adultes .....	77
Conclusion .....	82
VI. GRANULOMÉTRIE DES SÉDIMENTS ET PHYSICO-CHIMIE DE L'EAU	
Introduction .....	85
6.1 Caractéristiques physico-chimiques de l'eau et granulométrie des milieux.....	86
6.2 Utilisation par les couvées et caractéristiques physico-chimiques et granulométrie des milieux.....	88
Conclusion .....	90
VII. VÉGÉTATION TERRESTRE ET AQUATIQUE	
Introduction .....	92
7.1 Taxons et espèces végétales recensées .....	93

7.2 Composition taxonomique.....	94
7.3 Diversité et physionomie.....	96
7.4 Répartition.....	96
7.5 Densité et biomasse des plantes émergentes...	104
Conclusion.....	106
VIII. INVERTÉBRÉS AQUATIQUES	
Introduction .....	108
8.1 Abondance relative des groupes taxonomiques..	110
8.2 Caractéristiques des populations d'invertébrés aquatiques.....	117
Conclusion.....	121
IX. MORPHOMÉTRIE ET LOCALISATION	
9.1 Caractéristiques morphométriques et localisation des milieux .....	124
9.2 Morphométrie et utilisation des milieux par les cuvées .....	126
9.3 Utilisation par les cuvées et localisation des milieux .....	129
Conclusion .....	131
X. SÉLECTION DE L'HABITAT D'ÉLEVAGE	
Introduction .....	132
10.1 Structure et sélection de l'habitat d'élevage	
10.2 Morphométrie et structure biologique .....	136
Conclusion.....	138

XI. MODELE PREVISIONNEL DE LA SELECTION ET DE L'UTILISATION DES HABITATS D'ÉLEVAGE	
Introduction .....	140
11.2 Modèle prévisionnel de l'utilisation des habitats d'élevage.....	147
11.3 Modèles prévisionnels et utilisation des milieux par les couvées et les adultes.....	149
Conclusion .....	156
XII. SYNTHÈSE, CONCLUSIONS ET APERÇU DE RECHERCHE	
12.1 Synthèse et conclusions .....	157
12.2 Aperçu de recherche.....	165
RÉFÉRENCES .....	168
ANNEXES .....	186

## LISTE DES TABLEAUX

## Tableaux

I. Résumé des paramètres bio-physiques à l'étude et des méthodes de réalisation.....	37
II. Répartition des espèces de canards observés en 1982 et 1983 dans l'ensemble des milieux étudiés de la région du lac Saint-Pierre .....	59
III. Indice d'opportuniste des espèces de canards recensées dans les milieux étudiés de la région du lac Saint-Pierre, au cours des périodes estivales 1982 et 1983 .....	64
IV. Résultat des inventaires de couvées des milieux étudiés de la région de lac Saint-Pierre, été 1982 et 1983 .....	69
V. Comparaison des inventaires de sauvagine réalisés dans les milieux étudiés de la région du lac Saint-Pierre.....	71
VI. Indice d'utilisation par les couvées des différents milieux étudiés de la région du lac Saint-Pierre, été 1982 et 1983 .....	74
VII. Utilisation par les couvées des milieux étudiés de la région du lac Saint-Pierre, au cours des périodes estivales 1982 et 1983.....	76

VIII. Utilisation par les adultes des milieux étudiés de la région du lac Saint-Pierre, au cours des périodes estivales 1982 et 1983 .....	80
IX. Caractéristiques de la physico-chimie de l'eau et de la granulométrie des sédiments des milieux étudiés de la région du lac Saint-Pierre .....	87
X. Résultats des analyses de régression linéaire simple et de corrélation , de l'utilisation par les couvées des milieux étudiés dans la région du lac Saint-Pierre, en fonction des paramètres physico-chimiques et granulométriques .....	89
XI. Corrélation de Spearman entre les espèces végétales présentes dans les milieux étudiés de la région du lac Saint-Pierre et l'utilisation par les couvées .....	95
XII. Corrélation de Spearman entre la diversité du paysage végétal des milieux étudiés au lac Saint-Pierre et leur utilisation par les couvées .....	97
XIII. Corrélation dichotomique entre la physionomie végétale des milieux étudiés au lac Saint-Pierre et leur utilisation par les couvée .....	98
XIV. Relation entre la répartition ainsi que l'abondance relative de la végétation dans les milieux étudiés au lac Saint-Pierre et l'utilisation par les couvées.....	100
XV. Corrélation de Spearman entre les caractéristiques végétales de la zone d'élevage des milieux étudiés de la	

région du lac Saint-Pierre et leur utilisation par les cuvées .....	105
XVI. Relation entre l'utilisation par les cuvées des milieux étudiés au lac Saint-Pierre et l'abondance relative des principaux groupes taxonomiques d'invertébrés aquatiques benthiques et nectoniques.....	113
XVII. Caractéristiques des populations d'invertébrés aquatiques des milieux étudiés de la région du lac Saint-Pierre au cours des périodes estivales 1982 et 1983 .....	118
XVIII. Relation entre l'utilisation par les cuvées des milieux étudiés au lac Saint-Pierre et la richesse en invertébrés aquatiques benthiques et nectoniques .....	119
XIX. Caractéristiques de la morphométrie et de la localisation des milieux étudiés de la région du lac Saint-Pierre .....	125
XX. Corrélation linéaire de Pearson entre les caractéristiques morphométriques et de localisation des milieux étudiés au lac Saint-Pierre et l'utilisation par les cuvées.....	127
XXI. Analyse de régression multiple et critères de sélection de l'habitat d'élevage des canards barboteurs des milieux étudiés au lac Saint-Pierre, Québec.....	135
XXII. Relation entre certaines caractéristiques morphométriques et les autres paramètres	

environnementaux des milieux étudiés de la région du lac Saint-Pierre, été 1982 et 1983 .....	137
XXIII. Résultat de l'analyse discriminante du modèle prévisionnel de la sélection des habitats d'élevage chez les canards barboteurs .....	142
XXIV. Résumé des études quantitatives portant sur les structures des habitats d'élevage chez la sauvagine.....	145
XXV. Régression multiple du modèle prévisionnel de l'utilisation des habitats d'élevage chez les canards barboteurs .....	148
XXVI. Régression multiple du modèle prévisionnel de l'utilisation des milieux par les canards barboteurs adultes en période estivale .....	153
XXVII. Relation entre les résultats des inventaires de cuvées de 1982 et de 1983 dans les milieux étudiés au lac Saint-Pierre .....	158

## LISTE DES FIGURES

## Figures

1. Problématique et thèmes généraux de l'étude de la sélection et de la structure des habitats d'élevage chez la sauvagine .....3
2. Modèle théorique de Patterson (1976) .....11
3. Carte illustrant l'emplacement des milieux étudiés dans la région du lac Saint-Pierre .....16
4. Ilots et étangs artificiels.....21
5. Etang naturel .....21
6. Bacs d'emprunt .....23
7. Bassin de traitement des eaux usées .....24
8. Arbre généalogique de la sauvagine.....26
9. Chronologie du cycle vital des anatinés au Québec .....28
10. Liste des paramètres biologiques inventoriés lors de l'étude .....33
11. Liste des paramètres physiques inventoriés lors de l'étude .....35
12. Exemple de l'application de la méthode photographique avec quatre points cardinaux,.....43
13. Exemple de l'application de la méthode photographique.....24



14.	Exemple du recouplement et du recouvrement des paysages des différents points cardinaux lors de l'application de la méthode photographique d'analyse du recouvrement latéral.....	43
15.	Biocénomètre ou cage employé lors de l'échantillonnage des invertébrés nectoniques.....	50
16.	Abondance relative des espèces de canards barboteurs recensées au lac Saint-Pierre, été 1982 et 1983.....	58
17.	Régression linéaire entre l'abondance relative des espèces en 1982 et 1983.....	62
18.	Pourcentages de présence et d'opportunisme des espèces de canards barboteurs observés dans les milieux étudiés...66	
19.	Régression linéaire simple entre l'abondance relative et l'indice d'opportunisme des espèces recensées dans les milieux étudiés de la région du lac Saint-Pierre, été 1982 et 1983.....	67
20.	Régression linéaire simple entre les indices d'utilisation des milieux par les couvées en 1982 et 1983.....	78
21.	Régression linéaire simple entre les indices d'utilisation des milieux étudiés par les adultes.....	81
22.	Régression linéaire simple entre les indices d'utilisation des milieux par les couvées et les adultes en 1982 et 1983.....	83
23.	Régression linéaire simple entre l'indice du	

	recouvrement latéral et l'utilisation par les couvées....	101
24.	Abondance relative des différents groupes d'invertébrés aquatiques benthiques .....	111
25.	Abondance relative des différents ordres de la famille des insectes benthiques .....	111
26.	Abondance relative des différents groupes d'invertébrés aquatiques nectoniques .....	112
27.	Abondance relative des différents ordres de la famille des insectes nectoniques .....	112
28.	Illustration graphique du modèle prévisionnel de la sélection des habitats d'élevage chez les canards barboteurs.....	144
29.	Comparaison entre le nombre de couvées par hectare observé dans les milieux étudiés et celui estimé à partir du modèle prévisionnel de l'utilisation des habitats d'élevage .....	150
30.	Régression linéaire simple entre les valeurs observées et celles estimées du nombre de couvées par hectare dans les milieux étudiés de la région du lac Saint-Pierre, été 1982 et 1983 .....	151
31.	Comparaison entre l'indice d'utilisation des milieux par les adultes observé et celui estimé à partir du modèle prévisionnel .....	154
32.	Régression linéaire simple entre les valeurs observées et celles estimées de l'utilisation des milieux par les	

	adultes en période estivale.....	155
33.	Synthèse: Physico-chimie et granulométrie.....	160
34.	Synthèse: Végétation .....	161
35.	Synthèse: Invertébrés aquatiques.....	162
36.	Synthèse: Morphométrie .....	163

## CHAPITRE I

### INTRODUCTION

La sauvagine, c'est-à-dire les oiseaux aquatiques-gibiers (Filion et Parker, 1984), présente un intérêt populaire, sportif et économique des plus évidents. Elle est une composante importante de notre patrimoine culturel et faunique. Ainsi, selon une enquête du Service Canadien de la Faune (Service Canadien de la Faune, 1980), elle représente une source d'intérêt pour plus de 75% des canadiens. Elle génère, suite aux retombées des activités consommatrices, plus de 190 millions de dollars (SCF, 1980), chaque chasseur dépensant annuellement en moyenne 138\$ (Filion et Parker, 1984). La sauvagine présente également un grand intérêt scientifique comme le démontrent les très nombreux articles et revues traitant de ce sujet.

## A.- Problématique

Trois grands thèmes généraux nous ont amené à cette étude de la sélection de l'habitat d'élevage. Nous présenterons et détaillerons ici chacun de ces thèmes (figure 1).

### 1.1 Pertes d'habitats

Il y a, dans toute l'Amérique du Nord depuis le début du siècle, de constantes pertes de milieux humides potentiels pour la sauvagine. Ces pertes sont autant en terme de quantité que de qualité d'habitat faunique. Au Canada, 50% des milieux humides ont été détruits au profit de l'urbanisation, de l'industrialisation ou de l'agriculture. Ceci équivaut à des pertes annuelles de 858 hectares et seulement le long du fleuve Saint-Laurent, de son embouchure jusqu'aux Grands Lacs, plus de 70% des habitats furent perdus (SCF, 1980).

Aux Etats-Unis, 60% des terres humides ont disparu (United States Fish. and Wildlife Service, 1982). Ceci ne laisse que  $5,1 \times 10^{11}$  hectares disponibles pour la sauvagine, dont à peine  $3,0 \times 10^{11}$  hectares, soit près de 60%, sont de qualité (USFWS, 1982). La perte annuelle moyenne se chiffre à près de 121 380 hectares et quelques Etats américains ont même perdu jusqu'à

# PROBLÉMATIQUE

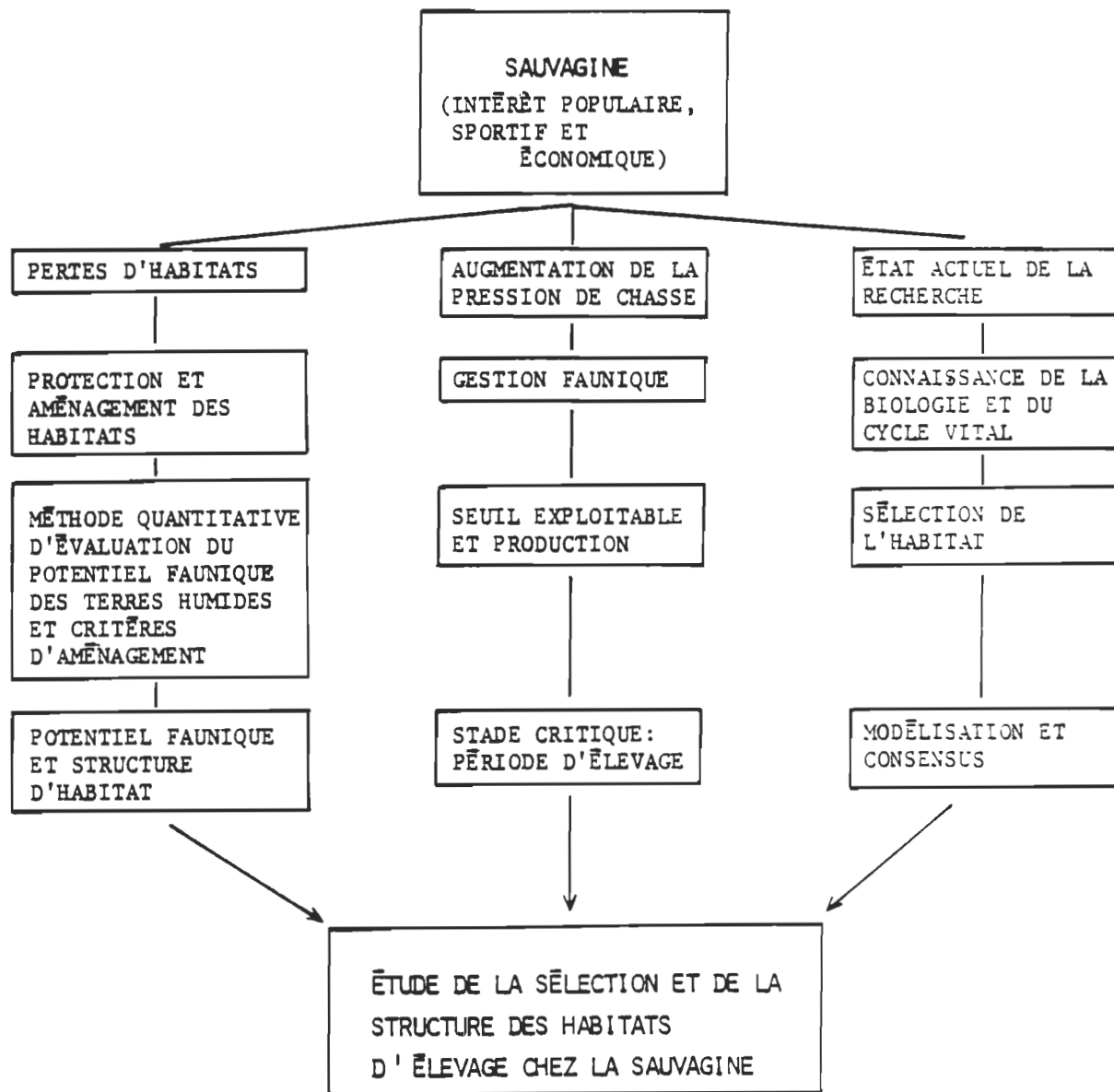


Figure 1: Problématique et thèmes généraux de l'étude de la sélection et de la structure des habitats d'élevage chez la sauvagine.

95% de leurs marais (Weller, 1981). Kortright (1967) résume le mieux la problématique du maintien des populations d'anatidés en mentionnant qu'en Amérique du Nord, pour plus de 40 millions d'hectares de marais détruits, à peine 1 ou 2 étaient protégés et aménagés.

Plusieurs organismes (SCF, 1980) (USFWS, 1982) et plusieurs auteurs (Weller, 1978) ont souligné l'urgence d'acquérir de meilleurs outils d'aménagement et de gestion des marais encore disponibles. On doit disposer, pour ce faire, de méthodes quantitatives d'évaluation du potentiel faunique des milieux humides les plus précises et les moins coûteuses possibles. Cependant, ces types d'études et méthodes quantitatives sont pour ainsi dire inexistantes (Kaminski et Prince, 1977) (Weller, 1978). Une des méthodes possibles est d'estimer le potentiel faunique d'un milieu à partir de ses caractéristiques environnementales, de sa structure d'habitat. Le mot structure fait ici référence à l'agencement dans l'espace des différentes composantes du milieu. En déterminant les éléments structuraux qui influencent ou expriment le mieux l'utilisation des milieux par la sauvagine, on peut d'une part établir un modèle prévisionnel de cette utilisation des milieux et d'autre part élaborer des normes d'aménagement pour les habitats artificiels.

## 1.2 Augmentation de la pression de chasse

La sauvagine doit également faire face à l'augmentation de la pression de chasse. On note, au Canada, une augmentation moyenne annuelle de 13% du nombre de chasseurs de sauvagine. On prévoit donc qu'en 1985 plus de 600 000 personnes pratiqueront la chasse aux oiseaux aquatiques-gibiers (SCF, 1982). On évalue le nombre de canards tués et rapportés à près de 3,7 millions par année (SCF, 1982). Au Québec, la récolte annuelle moyenne est de 500 000 oiseaux tués, soit près de 1,4 spécimens par jour de chasse/chasseur (Min. Loisir, Chasse et Pêche, 1981). De tels chiffres démontrent bien l'importance d'une bonne gestion faunique permettant à la fois le maintien de la viabilité biologique des populations ainsi que le maintien de densité, d'abondance et de répartition des populations à des niveaux précis en rapport avec la demande publique (SCF, 1980). Giles (1969) définit d'ailleurs la gestion faunique comme étant la science et l'art d'étudier la nature et les interactions entre l'habitat, la faune et l'homme.

Cowardin et Jonhson (1979) ont démontré, lors d'une simulation de la dynamique des populations du canard Malards (Anas platyrhincos), que le maintien ou même l'augmentation des



populations étaient reliés au rapport annuel entre le taux de survie des femelles adultes et le taux de recrutement, soit le nombre de juvéniles produits. C'est ici l'application du concept natalité-mortalité compensatrice utilisé par de nombreux auteurs pour définir la stabilité d'une population. Ces connaissances de la dynamique et de la production d'une population permettent au gestionnaire faunique d'en fixer le seuil exploitable, soit le surplus annuel récoltable par la chasse.

Il est généralement admis (Cowardin et Johnson, 1979) (Longcore et Ringelman 1980) que la période d'élevage est le meilleur stade du cycle vital de la sauvagine pour estimer la production réelle des populations. Il s'avère également que c'est une des périodes pour lesquelles il est le plus difficile et le plus coûteux de réaliser des inventaires en raison de l'abondance de la végétation et de la faible densité de couvée par milieu.

### 1.3 Etat actuel de la recherche

La biologie, l'écologie et le cycle vital des anatinés sont connus. Bellrose (1980) en fait une excellente revue bibliographique. Dans l'étude des populations de canards barboteurs, plusieurs types de classification des milieux

humides, plusieurs dénombrements et inventaires ont été réalisés pour établir les diverses relations faune-habitat. Par contre, comme le mentionne Weller (1978) peu a été fait pour évaluer les habitats et surtout pour corrélérer leur degré d'utilisation avec les caractéristiques environnementales présentes.

La sélection de l'habitat chez les oiseaux est dépendante de la morphologie, du comportement et des besoins physiologiques de l'animal face aux différentes caractéristiques biotiques, abiotiques ou structurales offertes par l'habitat (Welty, 1982). Cette sélection est guidée à la fois par des réponses instinctives et expérimentales de l'oiseau face à son environnement physique ou social (Hilden, 1965). Cependant, la plupart des études de sélection de l'habitat réalisées à ce jour sont qualitatives et inadéquates à révéler les facteurs environnementaux les plus déterminants ou les meilleurs descripteurs du processus de sélection des habitats (Kaminski et Prince, 1977).

De nombreux travaux, dont ceux de Patterson (1976), Gardarsson (1979) et Nudds (1983), ont suggéré que les populations d'anatidés soient régularisées par l'hétérogénéité à court et à long terme des composantes environnementales.

Lebret (1974) mentionne que c'est l'ensemble des facteurs biotiques et abiotiques du milieu et la dynamique de ces mêmes facteurs qui contrôlèrent les populations de sauvagine.

Bien que la période d'élevage soit l'une des plus critiques et révélatrices du cycle vital et de la productivité des populations d'anatidés (Stoudt, 1971) (Mack et Flake, 1980), peu d'études quantitatives ont été réalisées pour déterminer les exigences environnementales des couvées. En effet, peu est connu à propos des structures de l'habitat d'élevage chez la sauvagine et des facteurs du milieu participant au processus de sélection (Ringelman et Longcore, 1982).

Le choix de l'étang d'élevage est fonction des paramètres de l'habitat (Mack et Flake, 1980). De plus, de nombreux auteurs dont Evans et Black (1956), Keith (1961), Beard (1964), Ball (1973) ainsi que Talent et al. (1983) ont démontré que cette sélection était active entraînant des déplacements parfois importants des couvées. Plusieurs auteurs dont Bellrose (1953), Keith (1961) ainsi que Dzubin et Gollop (1972) considèrent ces déplacements comme étant très dangereux pour la survie de la couvée. Par contre, Evans et Black (1956) de même que Talent et al. (1983) n'ont observé aucune évidence que les

couvées plus mobiles avaient une mortalité par prédation plus importante que celle des couvées plus sédentaires. Ringelman et Longore (1982) en concluent que ces déplacements conséquents à une sélection active des habitats d'élevage représentent une adaptation évolutive des espèces. La femelle et ses jeunes trouveraient en effet un plus grand avantage à exploiter les meilleurs habitats d'élevage en terme de couvert de protection et de ressources alimentaires que de désavantages associés à ces déplacements, soit une augmentation de la mortalité par prédation. Ainsi, la femelle choisit un ou des étangs optimisant les chances de survie de ses jeunes et pouvant subvenir aux besoins de sa couvée.

Peu d'études ont été faites pour quantifier et prédire l'utilisation par la faune des habitats encore disponibles (Guthery et al., 1984). En effet, si les modèles mathématiques abondent en gestion faunique reliés à la dynamique des populations d'anatidés et aux règlements de chasse, peu a été fait pour corrélérer d'une part le degré d'utilisation avec les caractéristiques environnementales des milieux (Weller, 1978) et pour élaborer d'autre part des modèles prévisionnels de la sélection des habitats. Patterson (1976) a élaboré, à partir de ses travaux, un modèle théorique illustrant le rôle des facteurs environnementaux dans la phénologie du cycle vital de

la sauvagine (figure 2). On constate que le processus de sélection de l'habitat est fonction de l'espacement comportemental et des besoins alimentaires de l'animal face aux aspects physiques (morphométrie) et biologiques du milieu. On remarque également que c'est au cours de la période d'élevage ("broods", figure 2) que le recoupement des divers éléments de sélection de l'habitat est le plus important et le plus complexe. Patterson (1972, 1976) considère que les couvées dépendent autant des caractéristiques physiques que biologiques du milieu.

#### B.- Objectifs et buts de l'étude

Nous avons vu précédemment que la période d'élevage est le stade du cycle vital des anatinés où les exigences environnementales sont les plus diversifiées et les moins bien connues. Une connaissance adéquate de la production des habitats d'élevage est essentielle dans le cadre d'une gestion faunique intégrant aussi les activités humaines (Filion et Parker, 1984).

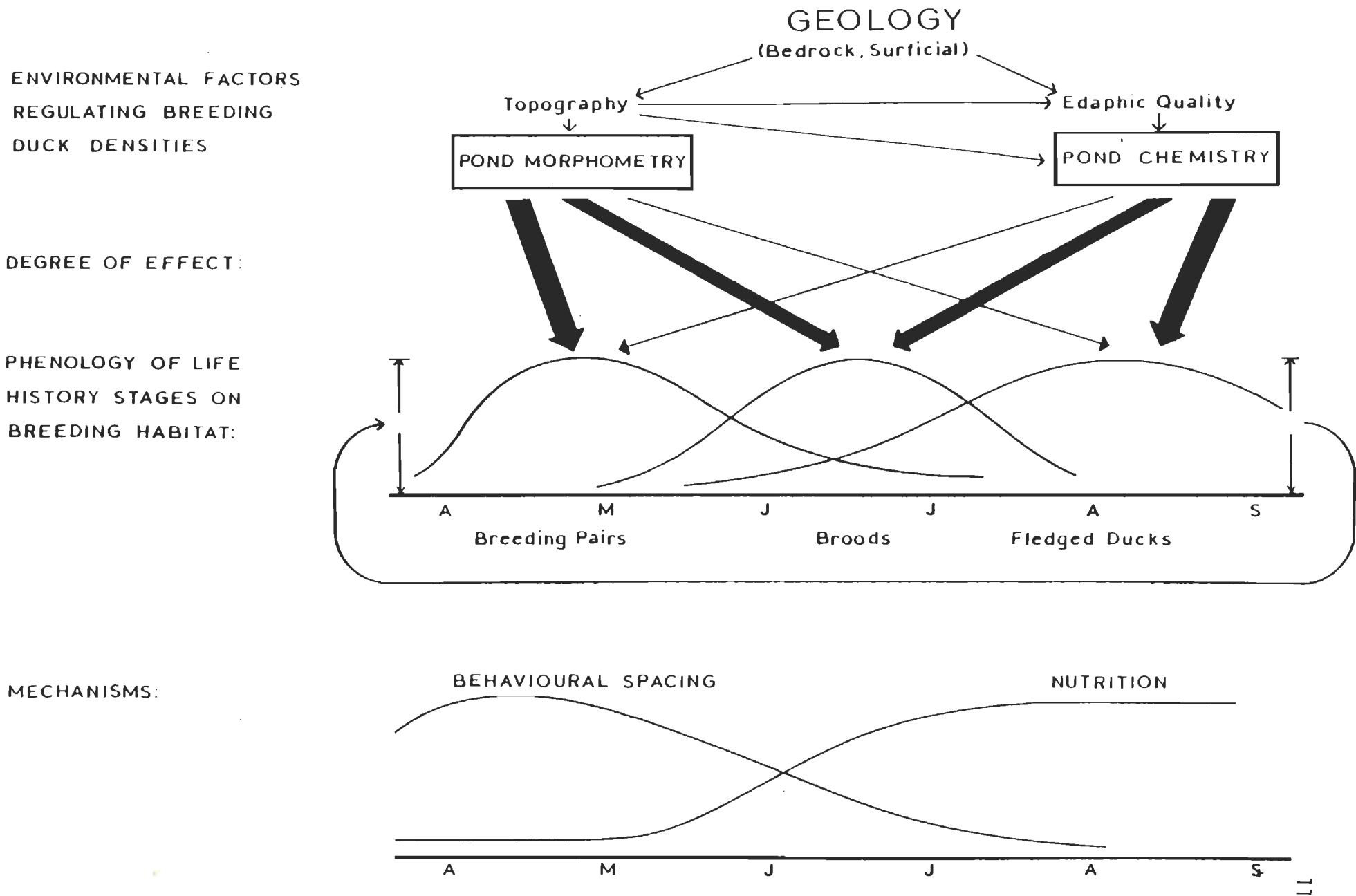


Figure 2: Modèle théorique de Patterson (1976).

Nous examinerons plus en détail ce stade particulier du cycle vital de la sauvagine et nous tenterons de quantifier les relations faune-habitat. De façon plus spécifique, notre hypothèse de travail étant qu'il existe un processus de sélection de l'habitat d'élevage basé sur les paramètres de l'habitat, nous tenterons d'établir une relation entre les caractéristiques morphométriques et biologiques de diverses catégories d'habitats de la plaine du lac Saint-Pierre et leur degré d'utilisation par la sauvagine en période d'élevage. Nous définirons de plus les éléments environnementaux de la structure des habitats d'élevage et élaborerons un modèle quantitatif d'évaluation des milieux humides.

Plusieurs auteurs ont utilisé avec succès une telle approche pour établir les structures des habitats saisonniers de la bécasse d'Amérique (Scolopax minor). Citons les études de Dompierre (1979), Coon (1977), Bourgeois (1977) et Rake (1977). Par ailleurs, l'étude de Kaminski et Prince (1977) de la nidification de la bernache canadienne (Branta canadensis), celle de Redmond, Keppie et Herzog (1982) sur la structure d'habitat de deux races de Tétrax des Savanes (Canachites canadensis), celle de Willson (1974) portant sur l'organisation et la structure d'habitat de différentes communautés aviaires de même que de nombreuses autres ont également utilisé la même approche.

Rappelons que cette étude a pour but de déterminer à la fois les critères de sélection de l'habitat d'élevage et également les meilleurs descripteurs ou éléments prévisionnels de cette sélection. Par exemple, la physico-chimie de l'eau ne peut être considérée comme un critère de sélection, mais bien comme un descripteur potentiel de l'utilisation des milieux par les couvées via son action sur les autres composantes biologiques de l'habitat.

Il convient également de rappeler que cette étude en est une de corrélation plus que de vraie sélection de l'habitat tel que l'a défini Wiens (1976). Nous nous assurerons donc que les variables retenues soient statistiquement et écologiquement corrélées.

Notre démarche analytique a donc été la suivante:

- 1) Identifier les paramètres biologiques et/ou physiques décrivant le mieux la sélection de l'habitat d'élevage.



2) Déterminer comment ces paramètres peuvent distinguer  
entre un milieu utilisé et un inutilisé par les  
couvées.

3) Evaluer le pouvoir prévisionnel de ces paramètres en  
regard de l'utilisation des milieux par les couvées.

## CHAPITRE II

### REGION D'ETUDE ET CHOIX DES MILIEUX

#### 2.1 Région d'étude

Nous avons situé le cadre de notre étude dans la région du lac Saint-Pierre (72° 50' de longitude ouest et 46° 05' de latitude nord), élargissement naturel du fleuve Saint-Laurent en amont de la ville de Trois-Rivières, à quelques 150 kilomètres des villes de Montréal et de Québec respectivement.

Nous avons effectué notre étude plus spécifiquement dans 27 milieux humides permanents, tous localisés en bordure nord du lac Saint-Pierre, et dans deux autres situés sur la rive sud, soit près des municipalités de Gentilly et de Baieville (figure 3). La nomenclature des différents milieux est celle

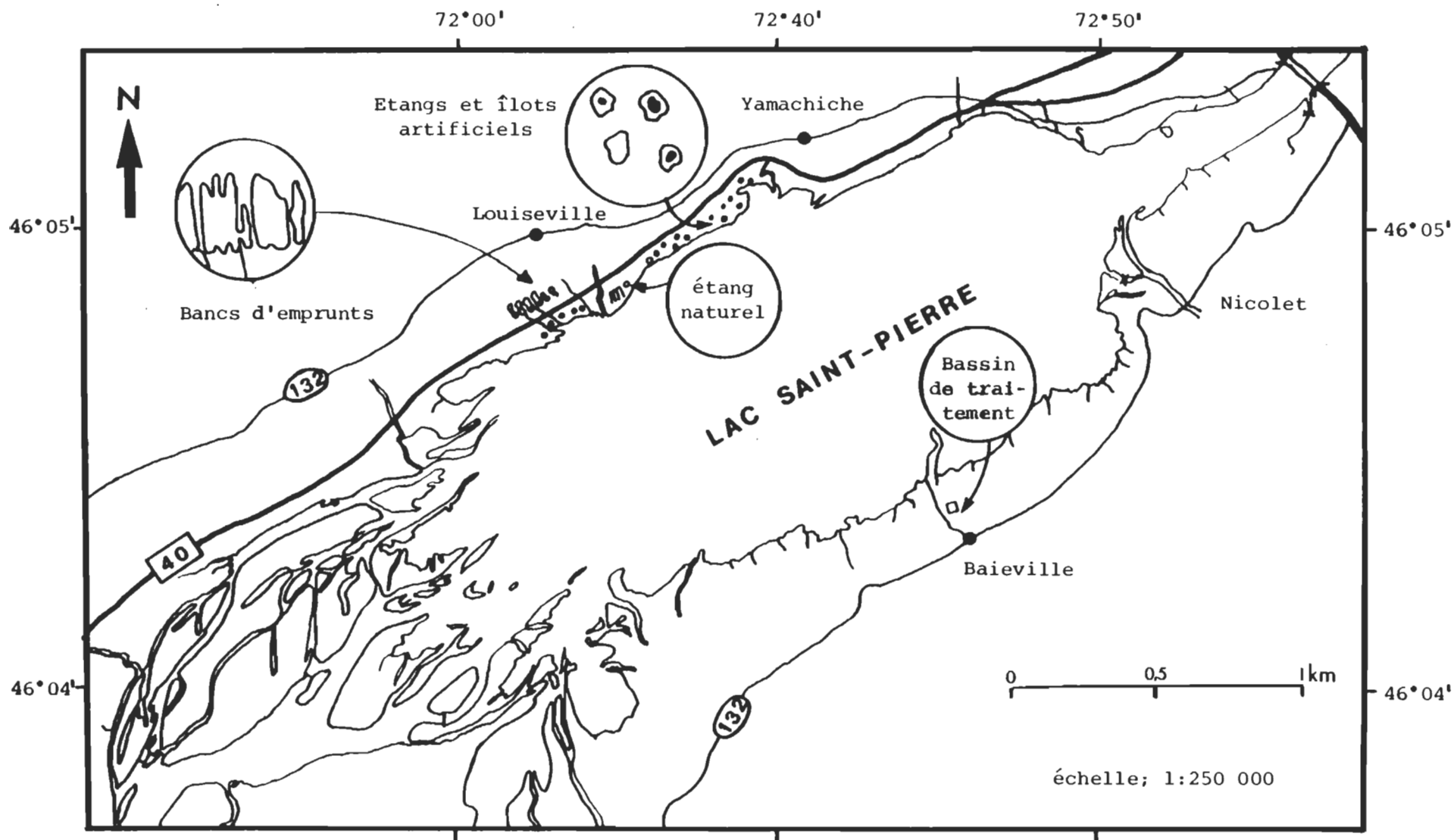


Figure 3; Carte illustrant l'emplacement des milieux étudiés dans la région du lac Saint-Pierre.

utilisée par Canards Illimités (Canada) de même que le Service de l'Aménagement et de l'Exploitation de la Faune (SAEF 04), du Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, gouvernement du Québec (Bourbeau, 1981). La localisation précise de chacun des milieux est présentée par Bourbeau (1981) et par Champagne (1981).

## 2.2 Choix des milieux à l'étude

Nous avons choisi des stations situées en périphérie du lac Saint-Pierre plutôt qu'au lac lui-même pour plusieurs raisons. Il y a d'abord le fait que nous voulions connaître l'importance et la production de ces milieux de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre. Ces milieux présentent également de nombreux avantages. Ainsi, en constituant des écosystèmes fermés de petite dimension, ces milieux s'avèrent plus faciles à caractériser à l'aide de mesures quantitatives. Ils nous assuraient également en raison du caractère artificiel de certains de ces milieux d'une plus grande variation des facteurs écologiques que ne l'auraient fait des stations situées uniquement au lac Saint-Pierre où les conditions biologiques auraient été relativement stables. Enfin, ces milieux étaient plus faciles d'accès, ceci nous permettait de sélectionner un plus grand nombre de stations. Par contre, ils présentaient aussi certains désavantages, comme par exemple le fait qu'ils soient des milieux jeunes (3 à 10 ans environ). Ainsi, l'on ne pourrait clairement mettre en évidence le rôle

évolutif et la dynamique de certains facteurs écologiques tel la végétation aquatique émergente.

Il faut également mentionner que la proximité du lac Saint-Pierre nous assurait des stations d'échantillonnage situées dans une zone déjà potentiellement attractive pour la sauvagine. Le lac Saint-Pierre est reconnu comme ayant un bon potentiel faunique en regard de la sauvagine (ARDA, 1968), en raison de ses vastes marais riverains et d'une importante plaine de débordement (Bourget et al., 1977). Ces milieux inondés constituent d'ailleurs au printemps une halte migratoire fortement utilisée par la sauvagine et par la bernache du Canada (MLCP, 1983). Ainsi, les milieux humides permanents situés en périphérie immédiate du lac tels ceux à l'étude, offrent aux anatinés des zones potentielles de nidification et d'élevage intéressantes, d'où notre intérêt d'en connaître l'utilisation par les couvées.

### 2.3 Description des milieux

Les différents emplacements étudiés représentent cinq types de milieu qui diffèrent de par leur origine, leur morphométrie ou leurs caractéristiques biologiques. Ce sont des milieux artificiels, semi-naturels ou naturels. La notation "artificiel" désigne ici des milieux créés par

l'action humaine à des fins d'aménagement faunique alors que le terme "semi-naturel" s'applique pour sa part à des milieux artificiellement créés par l'homme mais non à des fins d'aménagement faunique. Nous énumérerons ici les différents types de milieu à l'étude et nous procéderons à une description sommaire de leurs caractéristiques environnementales.

#### 1) Ilots artificiels:

Canards Illimités Canada a aménagé sur la rive nord du lac Saint-Pierre au cours des années 1979-1980 divers ilots artificiels. Ceux-ci avaient pour but de favoriser la nidification des canards en fournissant des sites surélevés. Ils sont caractérisés par une platière de faible profondeur, un canal central de près de 1 mètre de profondeur, de forme elliptique, circulaire ou rectangulaire, et finalement d'un îlot de terre surélevé. L'ensemble de chaque aménagement couvre une superficie d'environ 1 500 m<sup>2</sup>. La flore aquatique submergée est abondante mais la zone de plantes émergentes y est peu importante, parfois même inexistante (figure 4).

#### 2) Étangs artificiels:

Canards Illimités Canada a également aménagé divers étangs artificiels dans la même région. Ces milieux sont susceptibles de fournir aux canards un site propice pour l'élevage des

jeunes canetons. Ils s'agit d'anciens étangs naturels envahis par la végétation où l'on a effectué des ouvertures ou brèches. De ce fait, ils sont de forme et de profondeur variables et possèdent une faible superficie. La production végétale aquatique submergée y est importante contrairement à la végétation émergente (figure 4).

### 3) Etang naturel:

Un seul des emplacements choisis est un milieu vraiment naturel, c'est l'étang identifié MLCP. Il est situé tout près des aménagements fauniques réalisés par cet organisme en bordure du lac Saint-Pierre. Nous avons jugé bon à des fins de comparaison de joindre à notre étude un tel type de milieu où aucune intervention humaine n'a perturbé l'évolution géologique ou biologique naturelle (figure 5).

### 4) Bacs d'emprunt:

Tous localisés en bordure de l'autoroute #40, à la hauteur de la ville de Louiseville, ces étangs sont d'anciennes sablières utilisées lors de la construction de l'autoroute. Celles-ci se sont remplis par percolation des eaux de la nappe phréatique. La colonisation, le transfert d'organismes et d'éléments végétaux furent rendu possible entre autre par la présence de canaux de drainage agricole, reliant les sablières



Figure 4: Ilots et étangs artificiels (Y.C.)



Figure 5: Etang naturel

(L.B.)



au lac Saint-Pierre. Ces bancs d'emprunts possèdent pour la plupart une superficie de plus d'un hectare et sont de forme généralement rectangulaire. Dépendamment des cas, leurs rives sont plus ou moins découpées et la production végétale aquatique y est assez importante. Les bancs d'emprunt d'emprunt s'avèrent un bon exemple de milieu semi-naturel tel que défini auparavant (figure 6).

#### 5) Bassin de traitement des eaux usées:

Ces deux étangs semi-naturels se situent respectivement près des municipalités de Gentilly et de Baieville. Ils ont pour fonction de récolter les eaux d'égout domestique. Ils se caractérisent par une superficie de près d'un hectare et sont de faible profondeur. Ces milieux possèdent une productivité biologique très importante, notamment en ce qui a trait à la faune benthique, responsable des processus de décomposition de la matière organique. La végétation aquatique émergente y est également importante (figure 7).

Soulignons en terminant que la distinction entre milieu naturel et artificiel provient d'un jugement arbitraire. En effet, la sauvagine n'y voit, elle, qu'un agencement de composantes environnementales formant ce qu'on appelle un marais ou milieu humide.



(Y.C)



Figure 6: Bancs d'emprunt

(L.B)



Figure 7: Bassin de traitement des eaux usées (Y.C.)



Figure 13: Exemple de l'application de la méthode (L.B.) photographique

### CHAPITRE III

#### CYCLE VITAL DES ANATINES AU QUEBEC

La sauvagine (famille des Anatidés) se divise en deux sous-famille, soit celle des oies et des cygnes (anserinae) et celles des canards barboteurs et plongeurs (anatinae). Cette dernière regroupe cinq tribus et plus de 40 différentes espèces à travers le monde (Bellrose, 1980) (figure 8). En Amérique du Nord, les canards barboteurs se compose de deux tribus et de deux genres Anas et Aix. Au Québec, on retrouve neuf espèces, soit les canards Malard (Anas platyrhincos platyrhincos), Noir (Anas rubripes), Chipeau (Anas strepera), Souchet (Anas chyeata), Huppé (Aix sponsa), Pilet (Anas acuta), Siffleur d'Amérique (Anas americana) ainsi que les sarcelles à ailes bleues (Anas discors) et la sarcelle à ailes vertes (Anas crecca carolinensis). Les canards barboteurs se distinguent

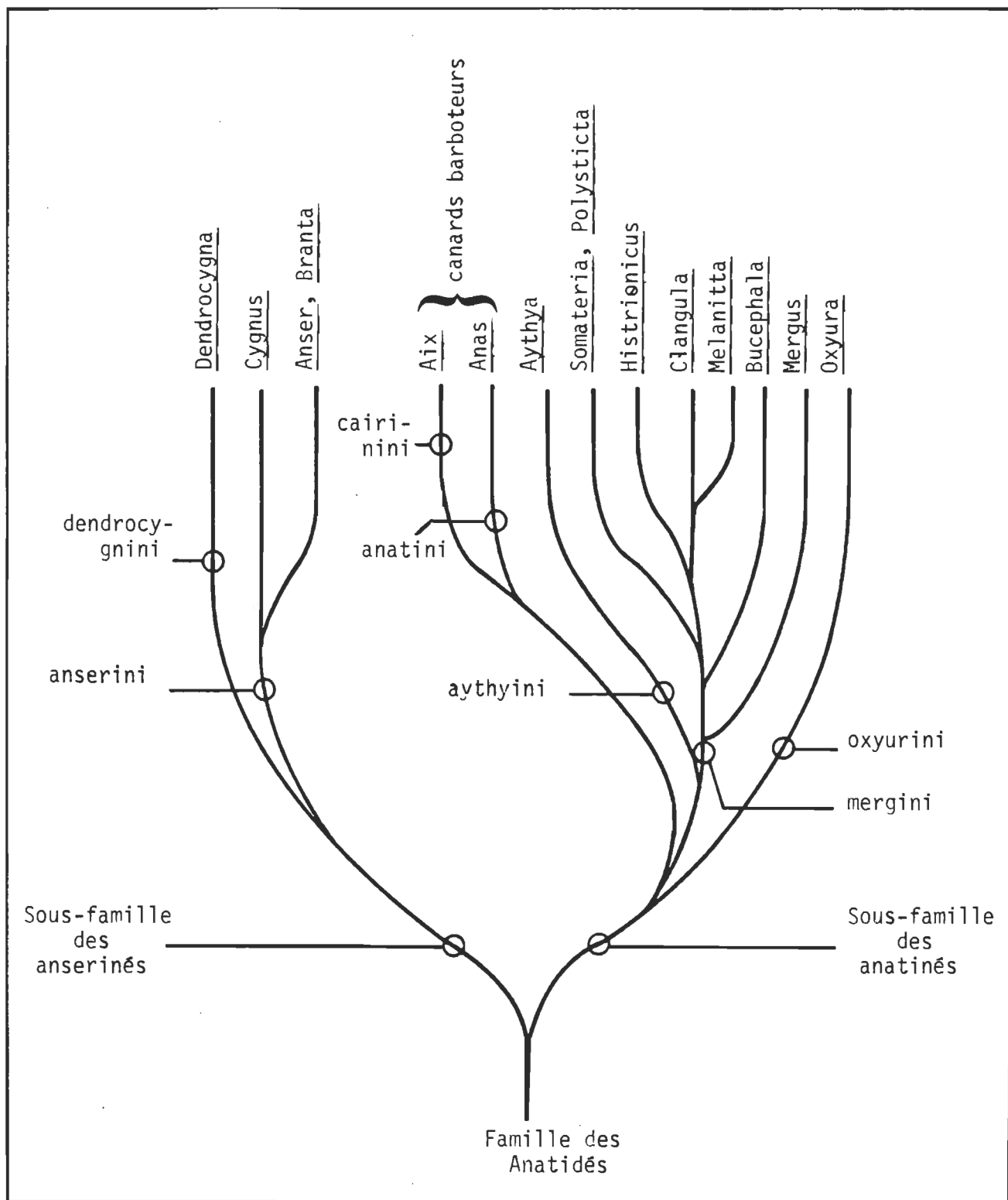


Figure 8: Arbre généalogique de la sauvagine (inspiré de Bellrose, 1980)

des canards plongeurs par le fait notamment que leurs pattes sont placées plus à l'avant du corps et que leur envol est perpendiculaire à l'eau. De plus, ils se nourrissent en basculant le bec à l'eau ("tipping up") de sorte que seule la queue est visible. Comme la plupart des espèces aviaires de l'Amérique du Nord, leur cycle vital est marqué de deux migrations annuelles, des sites d'hivernage du sud aux aires de reproduction du nord et vice-versa. Ainsi, ils s'assurent des meilleures conditions environnementales tel un climat optimal, un régime alimentaire diversifié et équilibré à leurs besoins physiologiques, une plus grande superficie, plus de ressources alimentaires exploitables, etc...

La biologie et la niche écologique de l'ensemble du cycle vital des anatinés sont très bien documentées. Bellrose (1980) fait d'ailleurs une excellente synthèse des connaissances acquises à ce jour sur les divers aspects de l'écologie de la sauvagine et des différentes espèces. Nous n'avons donc pas jugé à propos de joindre à notre mémoire une telle synthèse. Nous avons cependant jugé utile de préciser davantage la chronologie du cycle vital des anatinés au Québec (figure 9).

Après une période d'environ six mois dans leur aire d'hivernage du sud-est des Etats-Unis, les canards barboteurs

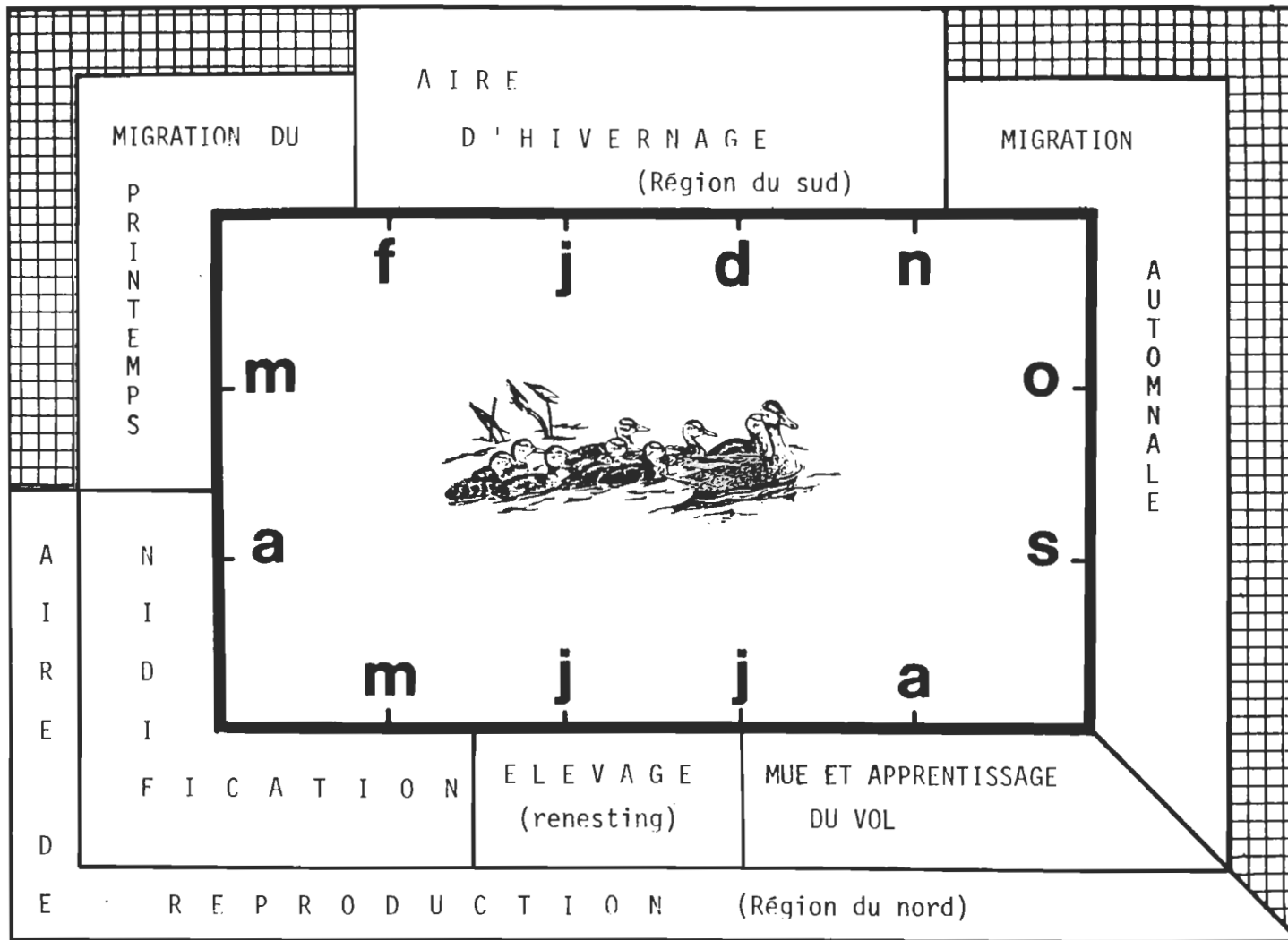


Figure 9: Chronologie du cycle vital des anatinés au Québec  
 Les zones hachurées représentent les résidents locaux.

de la voie migratrice de l'atlantique arrivent dans la région du Lac Saint-Pierre en avril et au début mai. Il y a alors formation des couples chez les reproducteurs locaux et poursuite de la migration vers le nord pour les autres. La période de nidification se déroule au cours des mois d'avril, de mai et de juin. Les oeufs éclosent vers le 15 juin. La femelle et ses canetons quittent alors le nid pour rejoindre un point d'eau. La période d'élevage s'étend alors jusqu'à la fin juillet. Par la suite, il y aura la mue du plumage des adultes et l'apprentissage du vol chez les jeunes. Ceux-ci seront prêts à voler vers la fin août. Le retour aux aires d'hivernage se fera au début de l'automne.



## CHAPITRE IV

### PARAMETRES A L'ETUDE, MATERIEL ET METHODES DE REALISATION

#### 4.1 Inventaire de la sauvagine

Les inventaires de sauvagine ont été effectués entre la fin juin et le début août 1982 et 1983. Un total de 158 périodes ou relevés d'observation furent nécessaires, totalisant plus de 50 heures. Chaque période avait une durée variant de 15 à 30 minutes selon la superficie du milieu étudié. Cela correspond à une moyenne de 5,5 relevés et 103 minutes d'observation par milieu. On considère que de 2 à 3 relevés annuelles par milieu sont nécessaires pour réaliser un bon inventaire de couvée (Longcore et Ringelman, 1977). Les dénombrements étaient réalisés à partir de stations fixes riveraines et ils eurent lieu au lever et au coucher du soleil.

Longcore et Ringelman (1977) considèrent ces moments comme étant ceux les plus favorables au dénombrement et à l'identification des couvées parce qu'ils correspondent au sommet de l'activité d'alimentation. De plus, ces relevés ont été complétés par des observations ponctuelles réalisés au hasard de nos autres travaux sur le terrain.

#### 4.2 Paramètres biologiques et physiques

Nous avons mentionné plus tôt que la sélection de l'habitat d'élevage est fonction des paramètres environnementaux de l'habitat (Mack et Flake, 1980), du couvert de protection et des ressources alimentaires (Patterson 1976). Notre choix des paramètres à l'étude et des méthodes a été établi en fonction de deux approches. On définit le marais comme un écosystème complexe où les interactions entre les éléments environnementaux sont nombreuses (McNamara, 1957). Il va donc de soi que le processus de sélection de l'habitat d'élevage ne soit pas uniquement basé sur un ou deux paramètres, mais bien sur un ensemble de paramètres environnementaux agissant plus ou moins en synergisme. On désigne cet ensemble optimal de paramètres rencontrant les besoins morphologiques, physiologiques et comportementaux de l'animal comme étant sa structure d'habitat. Cette structure d'habitat est composée d'éléments physiques, biologiques et biophysiques. Nous avons donc adopté, dans un premier temps, une approche la plus écosystémique possible, c'est-à-dire de

travailler à partir d'une liste relativement importante de paramètres résumant l'ensemble des composantes du milieu. Beaucoup de mesure et de méthode d'évaluation des paramètres utilisées dans l'étude des anatidés sont qualitatives, peu précises et inappropriées à certains traitements statistiques, notamment les tests multivariés. Nous avons donc, dans un deuxième temps, accentué nos efforts vers une quantification des différentes composantes environnementales du marais. Le choix des paramètres à l'étude s'est fait à partir d'une synthèse des différentes études portant sur l'habitat d'élevage.

#### 4.2.1 Paramètres biologiques à l'étude

La figure 10 rend compte des différents paramètres biologiques à l'étude. L'importance et le rôle de la végétation comme couvert de protection et de fuite ou comme source alimentaire pour les couvées ont été démontrés, que ce soit la végétation terrestre (Steel et al., 1956) (Stoudt, 1971) ou la végétation aquatique (Patterson, 1976). Nous avons donc tenté de caractériser le type, l'abondance et la diversité de la végétation aquatique et terrestre des milieux.

Les invertébrés aquatiques représentent un élément important du régime alimentaire des couvées en période estivale

PARAMÈTRES BIOLOGIQUES À L'ÉTUDE

VÉGÉTATION TERRESTRE: Taxonomie et abondance relative  
Diversité  
Physionomie  
Degré d'ouverture  
Indice du recouvrement latéral

VÉGÉTATION AQUATIQUE ÉMERGÉE: Taxonomie et abondance relative  
Diversité  
Physionomie  
Densité  
Biomasse  
Ratio plantes émergentes-eau libre  
Indice de la qualité de la zone d'élevage

VÉGÉTATION AQUATIQUE SUBMERGÉE: Taxonomie et abondance relative  
Diversité  
Ratio plantes submergées-  
eau libre

INVERTÉBRÉS AQUATIQUES BENTHIQUES ET NECTONIQUES: Taxonomie et abondance relative  
Densité  
Biomasse  
Diversité  
Disponibilité  
Répartition

FIGURE 10 : Liste des paramètres biologiques inventoriés lors de l'étude.

(Perret, 1962) (Dirschl, 1969) (Sugden, 1973) (Krapu, 1974) (Street, 1977) (Swanson, 1977) (Joyner, 1982). C'est pourquoi nous avons voulu évaluer le rôle des ressources alimentaires dans le processus de l'habitat d'élevage tant au niveau de la composition, de l'abondance, de la diversité taxonomique que de la disponibilité des organismes.

#### 4.2.2 Paramètres physiques à l'étude

Les paramètres physiques étudiés (figure 11) regroupent les informations relatives à la localisation, la morphométrie ainsi que la physico-chimie de l'eau et la granulométrie des sédiments des milieux.

Plusieurs auteurs dont Patterson (1972, 1976), ont estimé que la fertilité biologique des milieux était l'un des éléments régulateurs des populations de sauvagine et que la physico-chimie de l'eau pouvait en être un élément prévisionnel. Déjà, il était suggéré que le pH (Leitch, 1964) de même que la conductivité (Whites et James, 1971) puissent être de bons indicateurs de l'utilisation des milieux par les anatidés. Ainsi, les paramètres physico-chimiques et granulométriques mesurés nous permettent d'évaluer la fertilité biologique des milieux et de comparer celle-ci à l'utilisation des milieux. Rappelons que c'est de la granulométrie du sol des milieux que dépendront la composition floristique et la

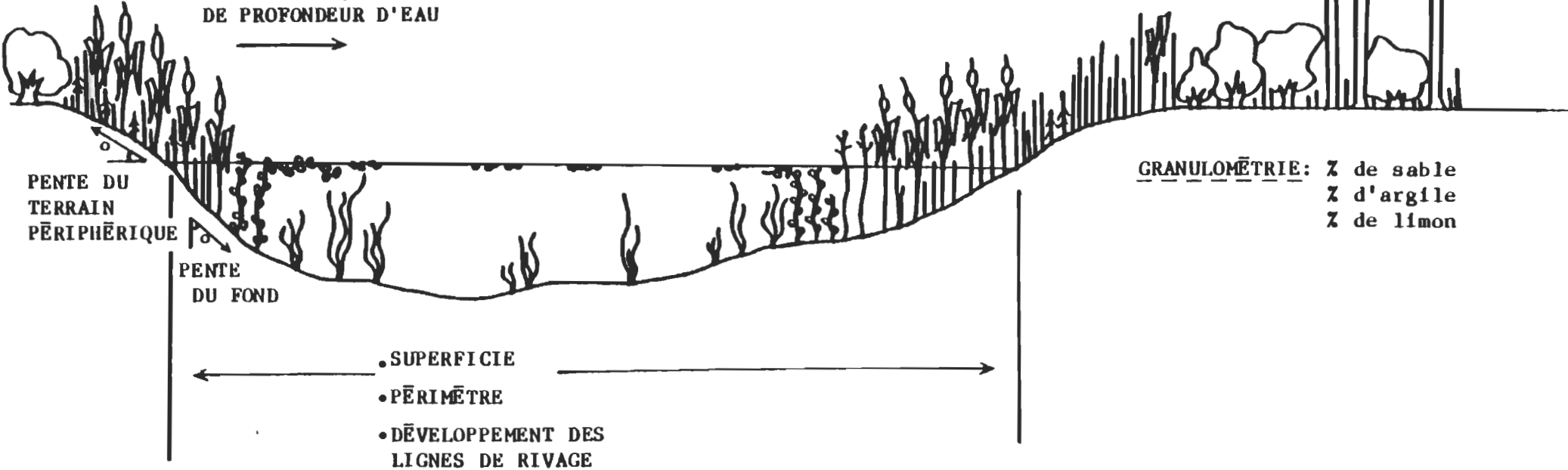
**PARAMÈTRES PHYSIQUES À L'ÉTUDE**



DISTANCE AU MARAIS RIVERAIN  
ET PAR RAPPORT AUX ACTIVITÉS  
HUMAINES

PHYSICO-CHIMIE: pH  
Od  
conductivité

DISTANCE À 0,5 m  
DE PROFONDEUR D'EAU



- SUPERFICIE
- PÉRIMÈTRE
- DÉVELOPPEMENT DES LIGNES DE RIVAGE

FIGURE II : Liste des paramètres physiques inventoriés lors de l'étude.

productivité végétale.

L'espacement comportemental de même que le couvert d'isolation et de protection des couvées dépendront de certains éléments de la morphométrie des milieux notamment la superficie, le périmètre et le développement des lignes de rivage (Patterson, 1976). Des autres paramètres morphométriques résulteront les conditions biologiques du milieu. Enfin, Ringelman et Longcore (1982) notent que les couvées ne semblent pas influencées par la proximité des activités humaines. Stoudt (1971) s'était également intéressé à l'importance de la localisation des milieux par rapport aux activités humaines dans la sélection de l'habitat d'élevage.

#### 4.2.3 Matériel et méthodes de réalisation

Le tableau I présente les divers paramètres environnementaux inventoriés, les méthodes utilisées ainsi que le type de mesure (qualitative ou quantitative). Dans le cas des mesures qualitatives, les différentes classes d'évaluation de même que le ou les auteurs de celles-ci sont indiqués.

##### A) Physico-chimie de l'eau et granulométrie des sédiments.

Le pH, la concentration en oxygène dissous et la conductivité de l'eau ont été mesurés à l'aide d'un appareil

TABLEAU I

RESUME DES PARAMETRES BIO-PHYSIQUES A L'ETUDE ET DES METHODES DE REALISATION.

<u>Paramètres</u>	<u>Type d'évaluation</u>	<u>Méthode</u>	<u>Matériel</u>	<u>Classes d'évaluation</u>	<u>Références</u>
<u>Physico-chimie:</u>					
pH	quantitatif	-	Hydrolab Fisher	-	-
Oxygène dissous	"	-	"	-	-
conductivité	"	-	"	-	-
<u>Granulométrie:</u>					
% sable	quantitatif	abaque granulométrique	terrière fixe	-	Bouyoucos (1936)
% argile	"	"	"	-	"
% limon	"	"	"	-	"
<u>Végétation:</u>					
Abondance relative	semi-quantitatif	coefficient d'abondance-dominance	-	0 @ 5% 5 @ 25% 25 @ 50% 50 @ 75% 75% et plus	Braun-blanquet (1964)
Diversité	quantitatif	Nb d'espèces dominantes	-	-	Hair (1980) <u>in</u> Schemnitz (1980)
Physionomie	semi-quantitatif	coef. abond.-dominance	-	idem à abondance relative	-
Degré d'ouverture	qualitatif	proportion d'arbres ou d'arbustes	-	moins de 1/3 1/3 @ 2/3 2/3 et plus	Stoudt (1971)



(suite TABLEAU I )

	Indice du recouvrement latéral	quantitatif	$IRI = \frac{VRL}{VRL_{max}}$	Analyse photographique	-	Bélanger, Blanchette et Couture (1984)
Plantes émergentes	Densité	quantitatif	quadrat (0,25m <sup>2</sup> )	-	-	-
	Biomasse	"	séchage 80°C pendant 24 hrs	étuve et balance	-	-
	ratio plantes-eau libre	qualitatif	proportion de la végétation	-	moins de 1/3 1/3 @ 1/2 1/2 @ 2/3 2/3 et plus	Hobaugh et Teer (1981)
	Indice de la qualité de la zone d'élevage	qualitatif	$IQE = \frac{(REE) (BE)}{IQE_{max}}$	-	-	-
	ratio plantes submergées-eau libre	qualitatif	proportion de la végétation submergée	-	0 @ 10% 10 @ 25% 25% et plus	Hobaugh et Teer (1981)
<u>Invertébrés aquatiques:</u>						
	abondance relative	quantitatif	comptage	benne Petersen et cage à necton	-	-
	densité	quantitatif	"	"	-	-
	biomasse	"	séchage 105°C pendant 24 hrs	étuve et balance	-	-
	diversité	"	Indice de Shannon-Weaver	-	-	Shannon-Weaver (1949)
	disponibilité	"	biomasse/densité	-	-	Joyner (1982)
	répartition	"	Indice de Morisita (S/M)	-	-	Morisita (1962)

(SUITE)

(suite TABLEAU I )

Morphométrie et localisation:

superficie	quantitatif	planimétrie	cartes et photo-aériennes	-	-
périmètre	"	rotométrie	"	-	-
Développement des lignes de rivage	"	$DLR = \frac{P}{2(S)}^{-1}$	-	-	Lind (1979)
Pente du terrain périphérique	"	clinométrie	-	-	-
Pente du fond	"	-	règle graduée	-	-
Distance à 0,5m d'eau	"	-	"	-	-
distance au marais riverain	"	planimétrie	cartes et photo-aériennes	-	-
distance aux activités humaines (routes principales)	"	"	"	-	-

---

digital portatif ("Hydrolab") de la compagnie Fisher. Les différentes mesures (5) furent effectuées, à plusieurs reprises, dans environ 0,5 m de profondeur d'eau, soit la zone la plus productive du marais et celle principalement utilisée par les couvées.

Les échantillons de sol ont été prélevés à l'aide d'une terrière fixe (4,0 cm de diamètre) en trois stations choisies au hasard dans chaque milieu. Ces échantillons ont été traités et analysés selon la méthode de Bouyoucos (1927, 1936).

#### B) Végétation aquatique et terrestre.

L'analyse phytosociologique des milieux fut réalisée à l'aide de différentes méthodes s'inspirant des coefficients d'abondance-dominance de la méthode de Braun-blanquet (1964). Quant à la végétation terrestre périphérique, nous nous sommes délimité une zone de 3,0 m bordant et ceinturant l'étang au lieu du traditionnel quadrat de 20,0 m<sup>2</sup> suggéré par Braun-blanquet (1964). Pour ce qui est de la végétation aquatique, tant émergée que submergée, nos relevés couvraient l'ensemble de la superficie des milieux. Les espèces végétales constituant l'association végétale dominante étaient déterminées selon les différents coefficients alloués (Braun-blanquet, 1964). La diversité végétale fut exprimée en terme de nombre d'espèces dominantes par milieu, c'est-à-dire

celles ayant une abondance ou un recouvrement d'au moins 5%.

L'analyse phytosociologique des milieux a été évaluée en fonction de la physionomie des plantes terrestres et émergentes. Ainsi, les plantes de même forme de croissance (graminoïde par exemple) furent regroupées et leur abondance fut évaluée à l'aide des coefficients de Braun-blauquet (1964).

#### C) Recouvrement latéral

Le nombre d'arbres ou arbustes bordant les milieux ou degré d'ouverture fut évalué qualitativement à l'aide des classes d'abondance proposées par Stouder (1971). Nous avons évalué quantitativement le recouvrement végétal du milieu, soit le degré d'obstruction visuel ou physique fourni au milieu par les arbres ou arbustes. Une revue bibliographique des méthodes d'évaluation du recouvrement végétal d'un milieu ou d'une station donnée (Levy et Madden, 1933) (Wight, 1938) (Canfield, 1941) (Sather, 1950) (Braun-blauquet, 1965) (Daubenmire et Daubenmire, 1968) (Mueller-Dombois et Ellenburg, 1974) (Thompson, 1975) (Mack et Pyke, 1979) nous a indiqué qu'elles avaient toutes leurs avantages, degrés de précision et limites (Giles, 1969), mais qu'aucune n'était parfaitement appropriée à une étude du recouvrement végétal périphérique ou latéral des

milieux humides.

La méthode que nous avons utilisée en est une inspirée de la technique photographique de Thompson (1975) et adaptée au milieu humide. Cet auteur avait étudié l'habitat du rhinocéros blanc (Ceratotherium symum) dans les savanes africaines donc en milieu semi-ouvert. La méthode que nous avons mis au point nous a permis de formuler un indice du recouvrement latéral des milieux. En voici la description:

#### 1) Technique photographique.

A l'aide d'une camera 35 mm reflex munie d'une lentille grand-angulaire de 28 mm, on photographie l'étang à partir de son point central (figure 12). Une photographie est prise aux quatre points cardinaux ou à un plus grand nombre d'azimuts, l'important étant de bien couvrir toute la périphérie du marais. Il est à noter que le recouvrement du paysage d'une photographie à une autre n'a pas d'importance et ce pour des raisons qui seront expliquées plus loin.

Les photographies doivent être prises parallèlement à la surface de l'eau et à la ligne de rivage, celle-ci doit correspondre au bas de la photographie (figure 13). La

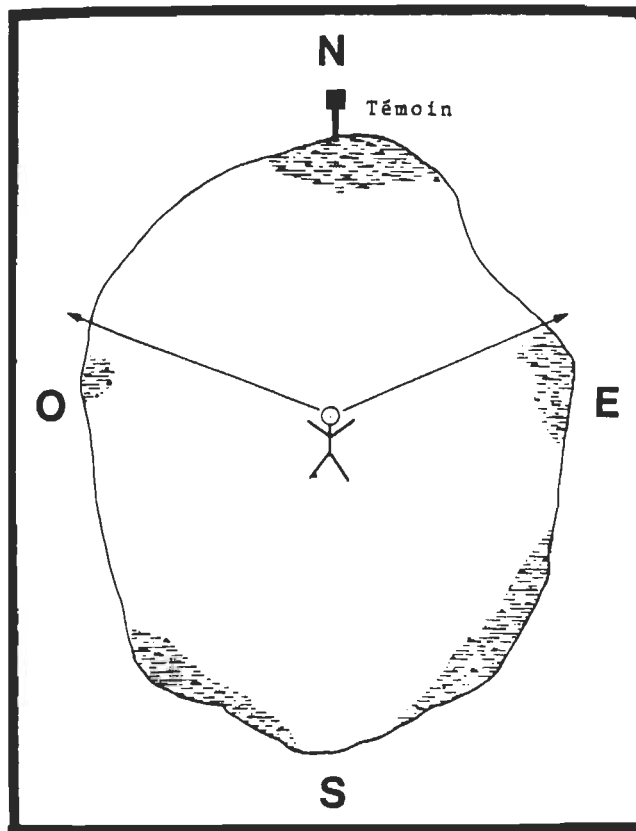


FIGURE 12: Exemple de l'application de la méthode photographique avec 4 points cardinaux.

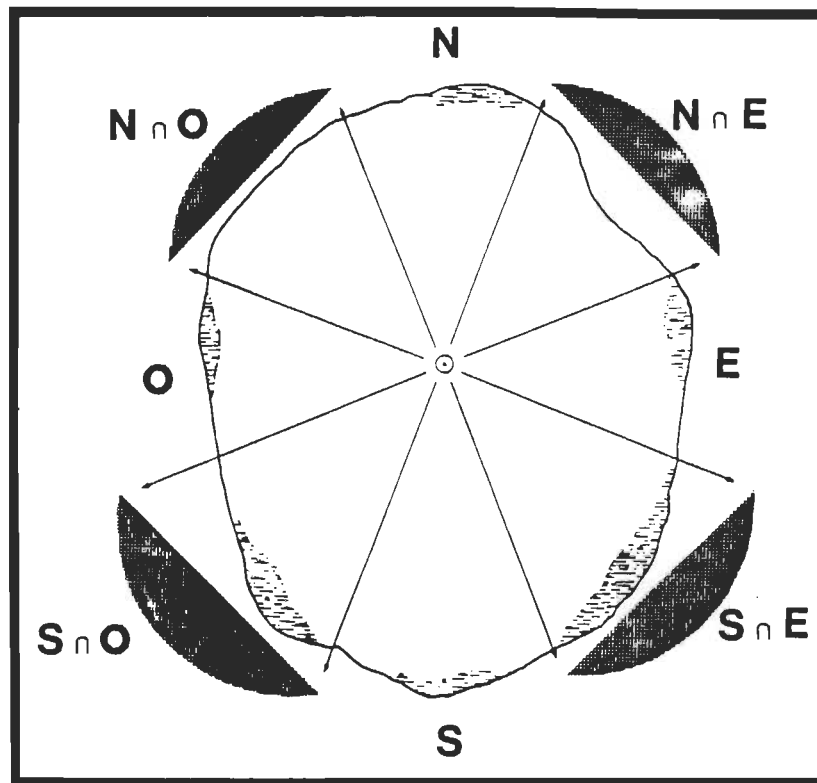


FIGURE 14: Exemple du recouplement et du recouvrement des paysages des différents points cardinaux lors de l'application de la méthode photographique d'analyse du recouvrement latéral.

distance entre l'appareil photographique et le rivage doit être d'au moins 3,0m.

Un témoin doit apparaître sur chacune des photographies. La dimension de celui-ci est fonction de la superficie des milieux étudiés. Pour notre part, nous avons utilisé un panneau de 15,0 cm, de couleur orangé phosphorescent, afin d'assurer une bonne visibilité du témoin.

## 2) Analyse.

L'analyse s'effectue à l'aide d'un écran quadrillé sur lequel on projette les dispositifs. On compte alors le nombre de carrés occupés totalement ou partiellement par la végétation. Cet écran consiste en un panneau de carton ou de plexiglas blanc de 0,03 m<sup>2</sup> (60 cm x 50 cm) de grandeur, avec un quadrillage de 1 cm<sup>2</sup>. La surface des carrés peut varier selon le degré de précision désiré. On doit également calculer la surface du témoin sur l'écran: elle servira à corriger le champ visuel couvert par la dispositif, compte tenu que la distance de la caméra au rivage varie d'un milieu à un autre. Elle sert donc à standardiser les différentes photographies. Cependant, une telle procédure requiert une grande salle de projection et beaucoup plus de manipulation du matériel.

## 3) Formulation.

Comme l'illustre la figure 14, il se produit un recouvrement du paysage d'une dispositive à l'autre tel que mentionné plus tot. Cependant, selon la théorie mathématique des ensembles (Burington, 1965), la somme de ces recouvrements est égale à zéro. En effet:

$$\sum \text{recouvrements} = [\text{NUEUSUO}] - [(\text{NnE}) \cup (\text{EnS}) \cup (\text{SnO}) \cup (\text{OnN})] = 0$$

Pour trouver l'indice de recouvrement latéral (IRL), on doit d'abord trouver la valeur du recouvrement latéral à un point cardinal donné (VRLi);

$$\text{VRLi} = (\text{vti}/\text{vtr}) \times (\text{Cv}/\text{Ct}) \quad \text{où:}$$

vti = valeur du témoin sur l'écran

vtr = valeur réelle du témoin

Cv = nombre de carreaux occupés par la végétation

Ct = nombre total de carreaux

Par après, on trouve le VRL moyen ( $\overline{\text{VRL}}$ ) pour le milieu étudié;

$$\overline{\text{VRL}} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{VRLi} - (\text{URLi}) - (\text{VRLi+1})}{N}$$



où

N= nombre total d'azimuts

i+1 = l'azimut suivant

Mais comme mentionné plus tôt, selon la théorie des ensembles,

$$[(VRL_i) - (VRL_{i+1})] = 0$$

alors,

$$\overline{VRL} = \frac{\sum_i^n VRL_i}{N}$$

Afin d'obtenir un indice de recouvrement latéral variant de 0 à 1, facilitant la comparaison des milieux, on effectue grâce à la transformation mathématique de Cain et Harrison (1958);

$$IRL(\text{milieu } x) = \frac{\overline{VRL}(\text{milieu } x)}{\overline{VRL}(\text{maximum})}$$

où:

$\overline{VRL}(\text{maximum})$  : le plus fort indice de tous nos milieux.

Il est à noter que le milieu qui possède un IRL de valeur égale à 1, est celui qui a le plus grand recouvrement latéral, et non pas un recouvrement latéral total.

D) Indice de la qualité de la zone d'élevage.

La densité des plantes émergentes a été déterminée à l'intérieur de cinq stations de 0,25 m<sup>2</sup>. Par la suite, ces plantes furent récoltées et mises à l'étuve (Fisher Isotemp oven, senior model) à une température de 80°C pendant 24 heures puis pesées à l'aide d'une balance à plateau (Ohaus Scale Company, 0,01 g de précision) afin de déterminer leur biomasse sèche. Ces mesures rendent compte de la densité et de la biomasse sèche des plantes émergentes là où elles sont présentes sur l'étang et non par rapport à la superficie totale du milieu.

La proportion et la répartition des plantes émergentes (ratio plantes émergentes-eau libre) et submergées (ratio plantes submergées-eau libre) furent évaluées à l'aide des classes d'abondances proposées par Stoudt (1971) ainsi qu'Hobaugh et Teer (1981). De plus, nous avons formulé un indice de la qualité de la zone d'élevage:

$$IQE_i = (REE)_i \times (BE)_i / IQE_{max}$$

où:

IQE<sub>i</sub> = Indice de la qualité de la zone d'élevage de l'étang i  
 (REE)<sub>i</sub> = Ratio plantes émergentes-eau libre de l'étang i  
 (BE)<sub>i</sub> = Biomasse des plantes émergentes à l'étang i  
 IQE<sub>max</sub> = Indice maximal de la qualité de la zone d'élevage enregistré pour l'ensemble des milieux (transformation de Cain

et Harrison, 1958)

Cet indice variera de 0 à 1, soit d'une très pauvre à une très bonne qualité de la zone d'élevage, en terme de biomasse et de répartition des plantes émergentes sur l'étang.

E) Invertébrés aquatiques benthiques et nectoniques.

L'échantillonnage des organismes benthiques a été effectué à l'aide d'une benne Petersen (0,1 m<sup>2</sup> de surface) et d'un tamis de marque Tyler no35 (500 um de mailles). Un total de cinq prélèvements fut effectué au hasard dans chacun des milieux. Les échantillons furent alors triés en laboratoire et la densité ainsi que l'abondance relative de chacune des espèces benthiques furent déterminées par sous-échantillonnage à l'aide du "classmate Folsom Plankton splitter", modèle 31, de marque Wildlife Supply. La biomasse sèche des échantillons de chaque milieu a été déterminée en plaçant ceux-ci à l'étuve (Fisher isotemp oven, senior model) à 105°C pendant 24 heures (Cummins et Wuycheck, 1971) et en les pesant par la suite à l'aide d'une balance (Mettler Pc 440).

Nous avons également prélevé au hasard à cinq stations différentes des échantillons d'invertébrés nectoniques. Ces échantillons furent prélevés durant la journée à l'intérieur d'une même semaine. Nous regrouperons également sous cette

appellation les invertébrés épiphytiques, soit ceux associés à la végétation aquatique. Nous nous sommes servi, pour les prélèvements, d'une cage ou biocénomètre de 0,25 m<sup>3</sup>, soit 0,5 m de largeur, 0,5 m de profondeur et 1 m de hauteur (figure 15), recouverte d'un grillage de 1 mm de mailles. Seules les extrémités de la cage à necton ne sont pas recouvertes. La cage était placée rapidement sur le fond de l'étang et l'expérimentateur l'y maintenait fermement à l'aide de ses pieds placés sur les fixateurs. Pendant un temps défini, l'expérimentateur tournoyait à l'intérieur de la cage un filet aquatique troublot visant à déloger et à capturer les organismes aquatiques. Ceci constituait donc l'effort de capture. Il était important que celui-ci soit constant d'un milieu à un autre afin de permettre la comparaison des résultats. Pour notre part, l'effort de capture était de 30 secondes. Suite au prélèvement, l'expérimentateur devait aussi noter, à l'aide d'une règle graduée, le niveau ou profondeur de l'eau dans la cage. Ceci devait permettre, par la suite, d'exprimer les diverses densités pour un même volume, soit 1 m<sup>3</sup>. L'abondance relative et la densité des organismes nectoniques furent déterminées par sous-échantillonnage à l'aide de l'échantillonneur précédemment mentionné. La procédure pour la détermination de la biomasse sèche des échantillons fut la même que celle employée pour les invertébrés benthiques.

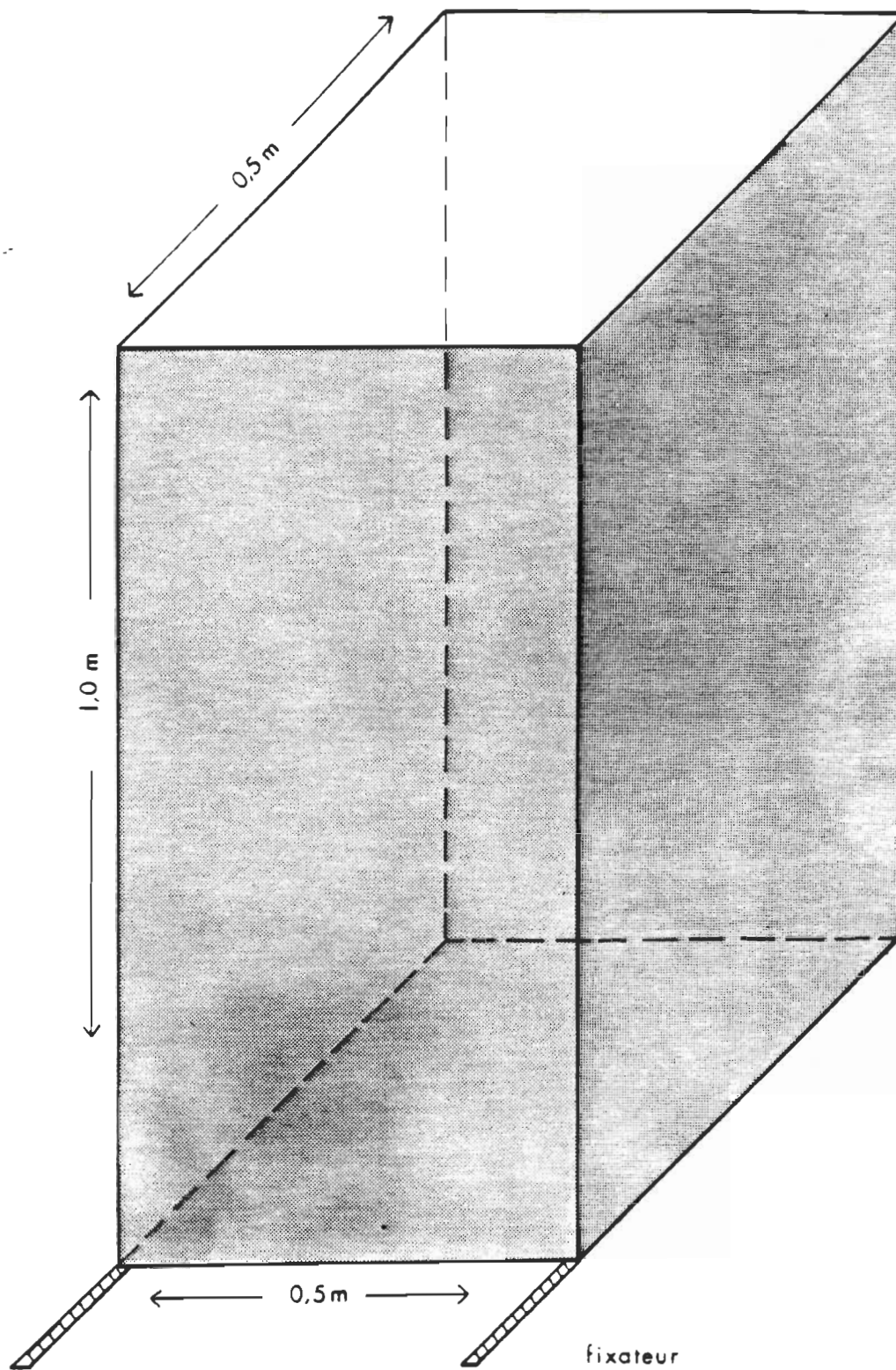


FIGURE 15 : Biocénomètre ou cage employé lors de l'échantillonnage des invertébrés nectoniques.

L'identification des invertébrés aquatiques benthiques et nectoniques a été réalisée à l'aide des clés d'identification de Borror et White (1970), Borror et al., (1976) ainsi que McCafferty (1981). Le niveau d'identification recherché était la famille, sauf exception. La diversité des milieux en invertébrés aquatiques fut établie à l'aide de l'indice de diversité de Shannon-Weaver (1949). L'indice obtenu rend compte de la diversité taxonomique (en fonction du niveau d'identification choisi) et non spécifique. Une telle procédure aurait nécessité un surplus de travail tout en amenant peu d'informations. La sélection alimentaire des canards (le mode d'ingestion) n'étant pas spécifique.

La disponibilité, soit le rapport entre la biomasse sèche et la densité des organismes ou si l'on veut la biomasse sèche moyenne d'un individu des milieux, fut également établie. Enfin, à l'aide de l'indice de Morisita (Morisita, 1962), nous avons déterminé le type de répartition dans le milieu des organismes benthiques et nectoniques.

#### F) Morphométrie.

La superficie et le périmètre des milieux ont été calculés à l'aide d'un planimètre de marque Keuffel et Esser (modèle A-OTT Kempteu no62) ainsi que d'un rotomètre également de

marque Keuffel et Esser, à partir d'une carte topographique à échelle 1:10 000 de la région de la rive nord du lac Saint-Pierre (Ministère, de l'Energie et des Ressources du Québec, 1983) et de photographies aériennes à échelle 1:20 000 (MER, 1979, 1980). Le développement des lignes de rivage des milieux, soit un indice de la régularité du contour de l'étang, a été déterminé à l'aide de la formule proposée par Lind (1979):

$$DLRi = Pi/2 (Si) \quad \text{où}$$

DLRi = Développement des lignes de rivage de l'étangi  
 Pi = Périmètre de l'étangi  
 Si = Superficie de l'étangi

#### G) Localisation

La plus courte distance en période d'étiage entre les milieux étudiés et les routes ainsi que des milieux au marais riverain, soit les distances par rapport aux activités humaines et par rapport au marais riverain respectivement, fut évaluée par planimétrie à partir des cartes topographiques et des photographies aériennes précédemment mentionnées.

Nous avons déterminé, à cinq stations choisies au hasard, la pente du terrain périphérique de chacun des milieux à l'aide d'un clinomètre (marque Supreme, no802). Nous avons également

caractérisé la zone potentielle d'alimentation des couvées en mesurant à cinq stations la distance entre la rive et l'endroit de l'étang où l'on retrouvera 0,5 m d'eau de profondeur. Nous croyions que c'était là une mesure plus révélatrice que la profondeur moyenne employée dans de nombreux travaux. Nous avons également calculé, à l'aide des règles trigonométriques usuelles (Burington, 1975), la pente de fond des milieux.

En résumé, au total, 41 différents paramètres environnementaux ont été choisis pour caractériser les milieux étudiés, touchant tant l'aspect physique que biologique de ceux-ci. Seulement 4 des 41 paramètres biophysiques sont qualitatifs, ce qui démontre bien l'effort de quantification que nous avons voulu faire.

#### 4.3 Analyse et traitement statistique

Nous nous sommes servi du test d'Agostino (1971) pour s'assurer de la normalité et de l'hétéroscédasticité de nos variables ou descripteurs écologiques. Dans le cas de variables non normales, nous avons dû normaliser les variables soit par transformation racinaire (Bartlett, 1936) (Anscombe, 1948), logarithmique (Bartlett, 1947) ou hyperbolique (Quenouille, 1950) (Barnes, 1952).



L'analyse statistique des données a été conduite selon Zar (1974), Nie et al (1975), Laforge (1979) ainsi que Legendre et Legendre (1979). Nous nous sommes servi du logiciel SPSS (Statistical Package Social Science; Nie et al, 1975) et de l'ordinateur Cyber-170 de l'Université du Québec à Trois-Rivières.

Au niveau du traitement statistique univarié, des tests paramétriques (chi-carré) et non-paramétriques (Kolomogorov-Smirnoff) sur un échantillon, des tests de comparaisons des moyennes des variables paramétriques ("t" de Student) et non-paramétriques ("u" Man-Whitney) ainsi que des corrélations et des régressions paramétriques (Pearson) et non-paramétriques (Spearman) ont principalement été utilisés. Ces différents tests ont servi à réduire les matrices de données, une des conditions d'application des tests multivariés (Green, 1979).

Deux types d'analyses statistiques multivariées ont servi à l'analyse des données, soit l'analyse discriminante et la régression multiple. Nous avons utilisé plus précisément l'analyse discriminante du type "step-by-step" avec un seuil de probabilité de 0,001 afin d'éviter la redondance de certaines variables entre elles. Cette analyse permet, dans un premier temps, de séparer ou de discriminer entre différents groupes

d'utilisation en comparant les moyennes et variances des variables et des groupes. A cette étape, elle donne la puissance discriminante, évaluée en pourcentage, rendue par les variables par rapport au groupement (Laforge, 1979). Par la suite, l'analyse discriminante permet de déterminer, par ordre d'importance, les paramètres ou variables responsables de la distinction entre les différents groupes d'utilisation observés (absence et présence) ou fixés à priori par regroupement.

La régression multiple sert quant à elle à examiner la possibilité d'une relation linéaire entre une variable dépendante et plusieurs variables indépendantes descriptives (Baillargeon, 1973). De plus, elle prédit l'ordination de ces descripteurs indépendants sur un axe donné (Legendre et Legendre, 1979). L'équation de la régression linéaire, donc la connaissance des coefficients de chaque variable indépendante permet de se servir de cette équation comme un modèle prévisionnel en comparant les valeurs observées et celles déterminées à l'aide de ce modèle (Zar, 1974).

## CHAPITRE V

### UTILISATION PAR LA SAUVAGINE

#### Introduction

Huit différentes espèces d'anatidés furent recensées lors de nos inventaires. Ce sont tous des canards barboteurs (anatinae): le canard Malard (Anas platyrhynchos platyrhynchos), le canard Noir (Anas rubripes), le canard Pilet (Anas acuta), le canard Chipeau (Anas strepera), le canard Siffleur d'Amérique (Anas americana), le canard Souchet (Anas chypeata), la Sarcelle à ailes bleues (Anas discors) et la Sarcelle à ailes vertes (Anas crecca carolinensis). La nomenclature des espèces est ici conforme à celle de Bellrose (1980) et de Heintzelman (1978).

### 5.1 Abondance relative des espèces

La figure 16 présente l'abondance relative c'est-à-dire le pourcentage de présence des différentes espèces d'anatinés recensées tant pour les adultes que les couvées. Ainsi, on remarque que deux espèces, le canard Pilet et le canard Malard, dominent la liste des espèces avec des pourcentages de plus de 25% chacun. L'abondance relative des autres espèces varie entre 4 et 8%. Il y a une seule exception, soit le canard Noir, avec un faible 1% de présence. Ce dernier résultat concorde avec les études récentes (SCF, 1980) (USFWS, 1982) qui mentionnent que cette espèce est en régression dans l'est de l'Amérique du Nord et ce pour des raisons encore mal connues (Bellrose, 1980). Plus près de nous, le long de l'axe fluvial, une étude de Laperle (1974) a démontré que le canard Malard serait moins sensible aux changements fondamentaux de l'habitat que le canard Noir. Ce serait notamment le cas en milieu sujet aux inondations et aux fluctuations rapides du niveau des eaux. Le lac Saint-Pierre représente bien ce type d'habitat. Seulement 15% de tous les canards observés n'ont pu être identifiés.

Il était intéressant de comparer l'abondance relative des espèces en 1982 et en 1983 (tableau II). On remarque d'abord que les mêmes huit espèces ont été observées au cours des deux

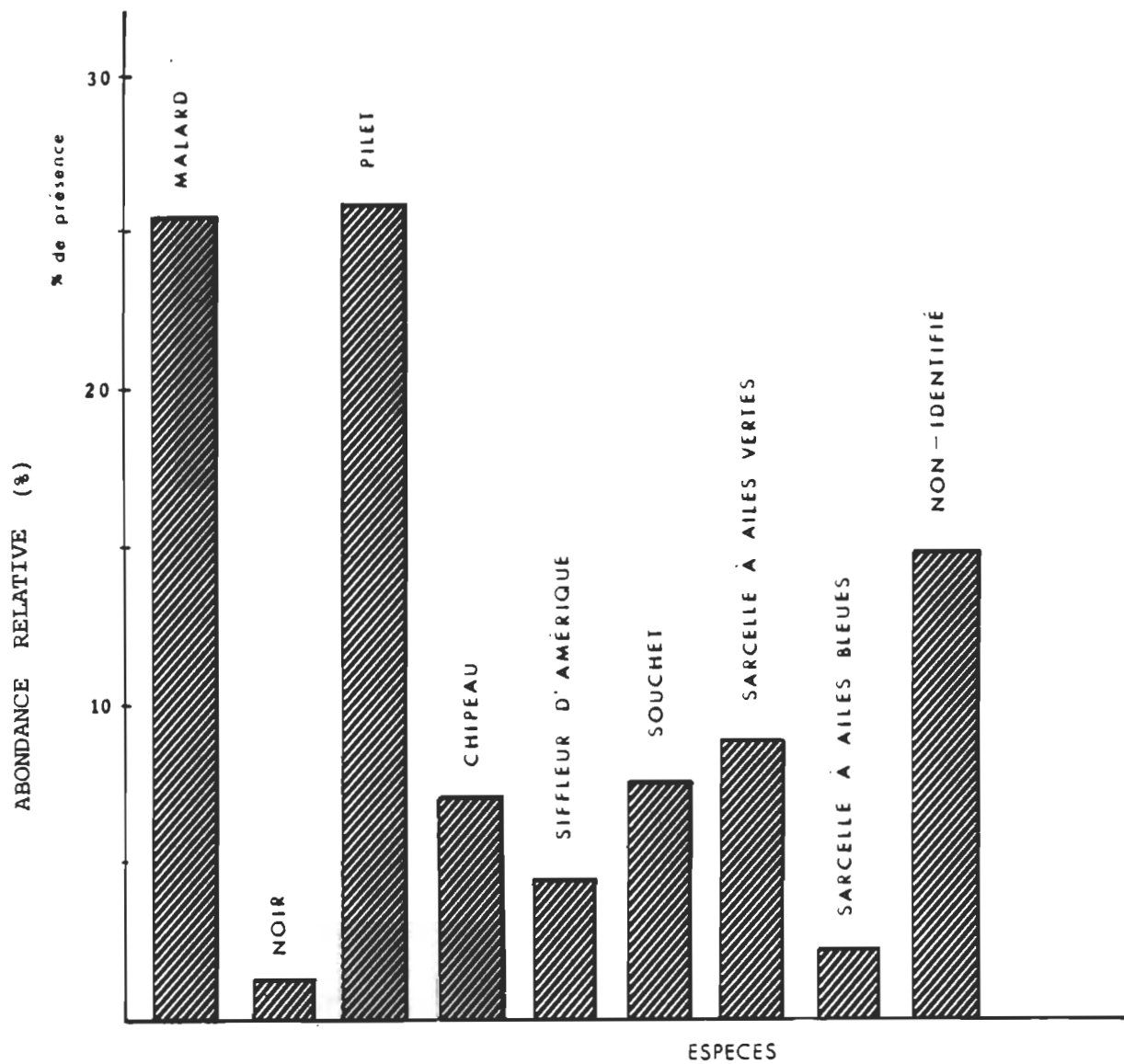


FIGURE 16 : Abondance relative des espèces de canards barboteurs recensées au lac Saint-Pierre, été 1982 et 1983.

TABLEAU II

REPARTITION DES ESPECES DE CANARDS OBSERVES EN 1982 et 1983 DANS  
L'ENSEMBLE DES MILIEUX ETUDIES DE LA REGION DU LAC SAINT-PIERRE.

<u>ESPECE</u>	<u>% DE PRESENCE</u>			<u>P</u> <sup>*</sup>
	<u>1982</u>	<u>1983</u>	<u>1982-1983</u>	
Malard	27,54	14,37	25,56	< 0,05
Noir	1,52	0,00	1,26	> 0,10
Pilet	27,07	20,69	25,85	> 0,25
Chipeau	7,59	4,60	7,09	> 0,25
Siffleur d'Am.	4,67	2,87	4,37	> 0,50
Souchet	7,70	5,75	7,39	> 0,50
S.a.v.	10,39	1,15	8,84	< 0,01
S.a.b.	3,97	10,92	5,15	> 0,05
non- identifiée	9,57	39,66	14,67	< 0,01

H<sub>0</sub>: Aucune différence entre la répartition de 1982 et celle de 1983

\* P : Probabilité significative du test de différence de proportions (Zar,1974)  
n (1982); 857  
n (1983); 173  
n (1982-1983); 1 030

saisons d'échantillonnage ( $P > 0,05$ ). De plus, on observe également que pour six de ces espèces, il n'existe aucune différence de leur abondance relative ( $P > 0,10$ ). Seul le canard Malard et la Sarcelle à ailes vertes montrent une différence significative de leur pourcentage de présence ( $P < 0,05$ ). Il faut toutefois mentionner que la majorité des individus de ces deux espèces ont été recensés lors d'un inventaire à la station de Baieville en 1982. Ils étaient à ce moment-là, en très grand nombre. C'est cette distribution contagieuse des individus en 1982 qui explique en partie la différence enregistrée.

Le pourcentage d'individus non identifiés en 1983 fut de 39,66%, comparativement à seulement 9,57% en 1982. Ceci s'explique par le fait que les relevés de 1982 furent effectués au coucher du soleil alors que ceux de 1983 le furent au lever. Ainsi, une luminosité différente, l'orientation et l'emplacement de nos stations d'observations par rapport au soleil en 1983, ont créé des conditions moins propices à l'identification des espèces, mais non au dénombrement des individus.

Nous avons vérifié le degré de similitude dans l'abondance relative des espèces en 1982 et 1983 afin de voir si la composition taxonomique était relativement stable lors de deux années consécutives. Nous avons comparé les abondances relatives de chaque année d'échantillonnage à l'aide d'une régression linéaire simple de Pearson (figure 17). On obtient un coefficient de régression de 0,3832 ce qui indique une certaine similitude dans la distribution des espèces en 1982 et 1983. Nous avons refait par la suite la même comparaison que précédemment mais en excluant cette fois le pourcentage des individus non-identifiés. On supposait donc que ceux-ci se distribuaient plus ou moins également dans chacune des espèces recensées. Nous obtenons cette fois un coefficient de régression très significatif de 0,8408 (figure 17). Il y avait donc une forte relation entre l'abondance relative des espèces en 1982 et 1983.

## 5.2 Opportunisme des espèces recensées

Il nous est apparu important d'analyser le degré d'opportunisme des espèces, c'est-à-dire la possibilité ou la capacité pour une espèce d'utiliser plusieurs habitats différents. Pour ce faire, nous avons utilisé dans un premier temps un indice de fréquence variant de 0 à 1, soit de faible utilisation à forte utilisation:



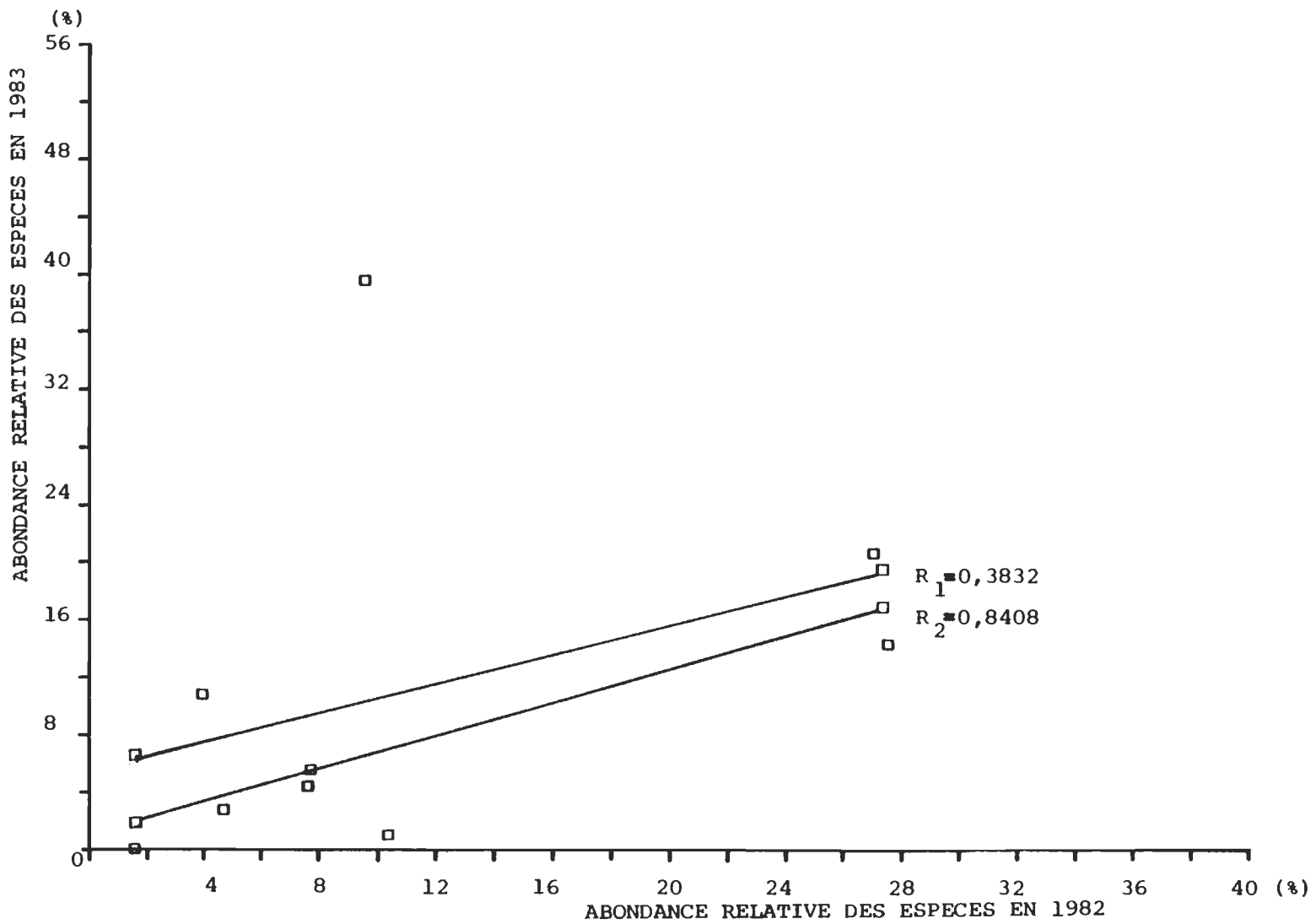


FIGURE 17: Régression linéaire entre l'abondance relative des espèces en 1982 et 1983.

$$Ifi = E_i / E_t$$

où :

Ifi: indice de fréquence de l'espèce

E<sub>i</sub>: le nombre de milieux où des canards de l'espèce i furent recensés

E<sub>t</sub>: le nombre total de milieux où des canards de toutes espèces furent recensés.

Le tableau III rend compte des résultats obtenus pour les différentes espèces recensées. On remarque que c'est le canard Pilet qui apparaît dans le plus de milieux, avec un indice de fréquence égal à 0,71. Cette grande tolérance du canard Pilet, face à son environnement, avait déjà été notée par Higgins (1977) ainsi que par Stewart et Kantrud (1973). Hochbaum et Bossenmaier (1971) mentionnent que cette espèce colonise facilement les nouveaux habitats parce qu'il n'a aucun attachement natal (Homing) à son habitat d'origine. Les canards Chipeau et Siffleur d'Amérique ainsi que la Sarcelle à ailes bleues montrent des indices de 0,29 alors que les autres espèces possèdent des valeurs variant de 0,24 à 0,18. Une seule exception, la Sarcelle à ailes vertes, qui ne fût rencontrée que dans un milieu (Ifi = 0,06) soit la station de Baieville. Ceci peut être relié au fait que cette espèce est très difficile à recenser compte tenu qu'elle se camoufle dans la végétation émergente dense (Bellrose, 1980).

TABLEAU III

INDICE D'OPPORTUNISME DES ESPECES DE CANARDS RECENSEES DANS LES MILIEUX ETUDIES DE LA REGION DU LAC SAINT-PIERRE, AU COURS DES PERIODES ESTIVALES 1982 ET 1983.

ESPECE	$E_i$	$If_i$	$OPP_i$ (%)
Malard	4	0,24	10,44
Noir	3	0,18	7,83
Pilet	12	0,71	30,90
Chipeau	5	0,29	12,62
Siffleur	5	0,29	12,62
Souchet	4	0,24	10,44
S.a.b.	5	0,29	12,62
S.a.v.	1	0,06	2,61

$E_i$ : Le nombre de milieux où des canards de l'espèce  $i$  furent recensés

$If_i$ : Indice de fréquence de l'espèce  $i$

$OPP_i$ : Le pourcentage d'opportunité de l'espèce  $i$

. Nous avons établi dans un deuxième temps, à l'aide de la transformation mathématique de Cain et Harrison (1958), le pourcentage d'opportunisme des espèces (tableau III). Ce pourcentage permet une meilleure comparaison des différentes espèces :

$$OPPi = Ifi / Ifmax \times 100$$

où

OPPi : le pourcentage d'opportunisme de l'espèce;

Ifi : indice de fréquence de l'espèce i

Ifmax: indice de fréquence maximale pour l'ensemble des espèces recensées.

Les résultats confirment le plus fort opportunisme du canard Pilet face aux autres espèces.

Nous avons comparé le pourcentage de présence et le pourcentage d'opportunisme des espèces (figure 18). On constate que dans certains cas les deux pourcentages semblent étroitement liés comme pour le canard Pilet par exemple. Par contre, pour d'autres espèces, les canards Malard ou Siffleur d'Amérique, cette relation semble un peu moins évidente. Nous avons donc comparé à l'aide d'une régression linéaire simple de Pearson ces deux caractéristiques des espèces (figure 19). On observe un coefficient de régression de 0,7076, démontrant

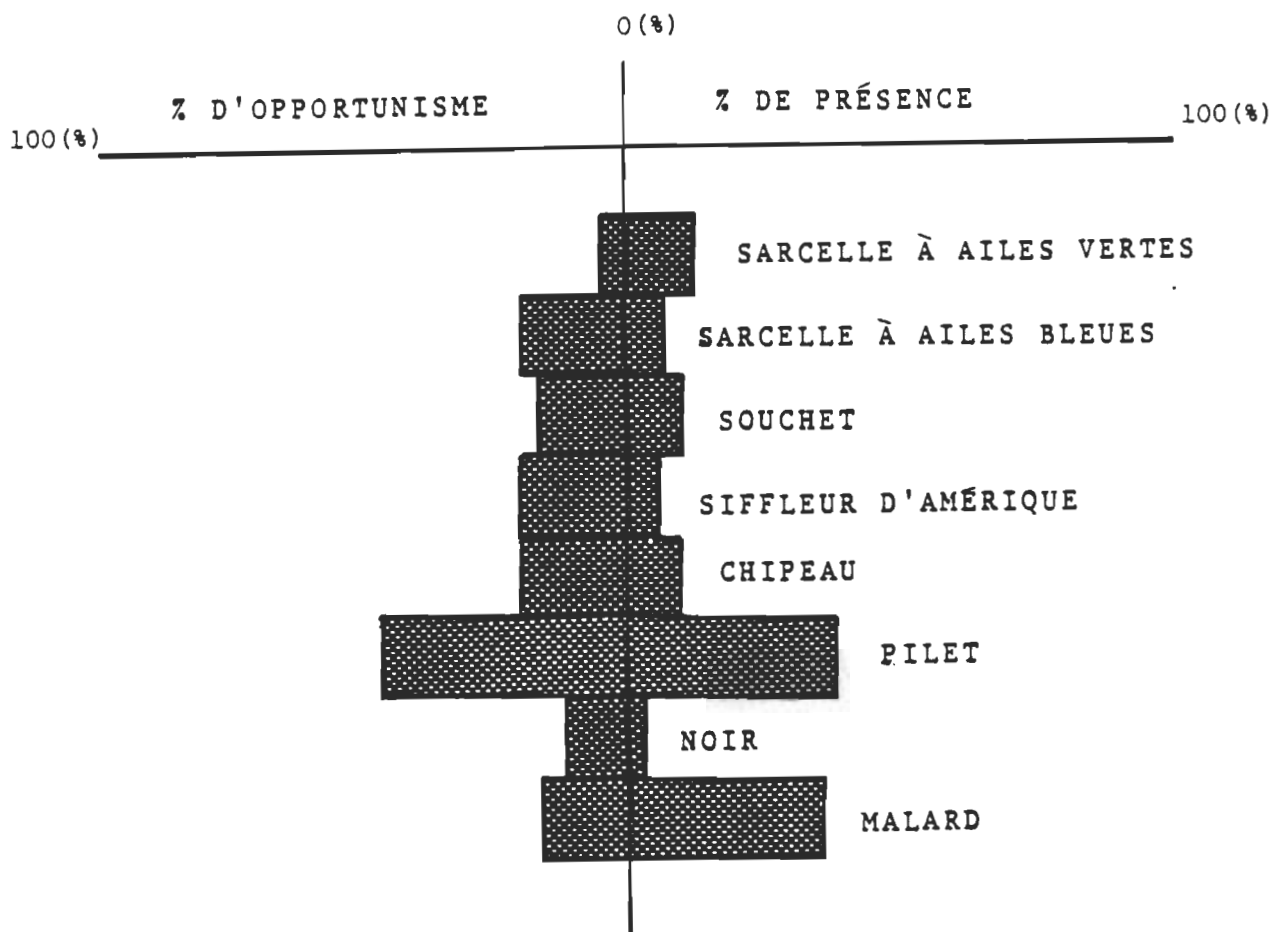


FIGURE 18: Pourcentages de présence et d'opportunisme des espèces de canards barboteurs observés dans les milieux étudiés

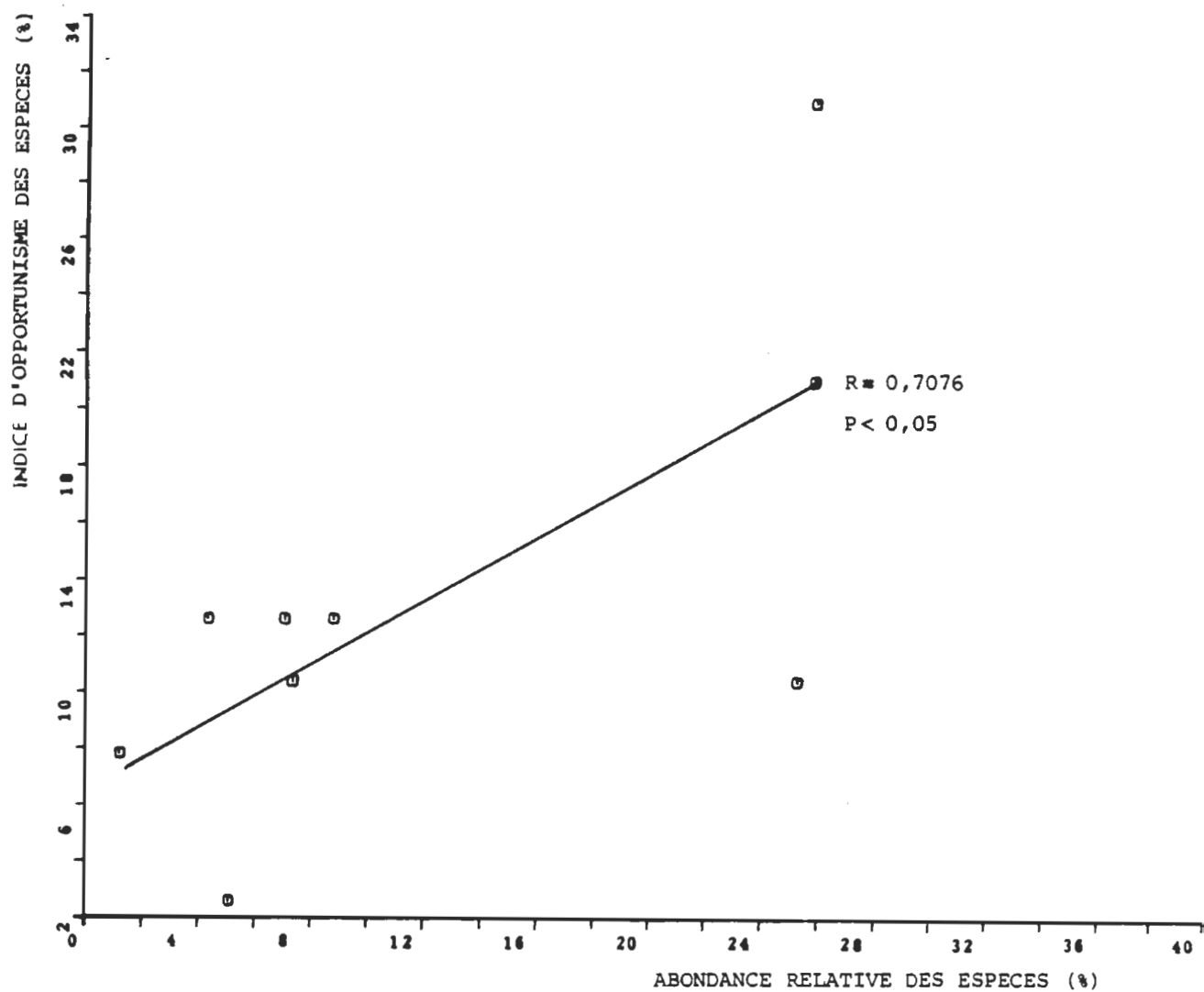


FIGURE 19 : Regression linéaire simple entre l'abondance relative et l'indice d'opportunisme des espèces recensées dans les milieux étudiés de la région du lac Saint-Pierre, été 1982 et 1983.

l'étroite relation entre les pourcentages d'abondance relative et d'opportunisme. Il semble donc que les espèces d'anatinés recensées soient aussi opportunistes qu'elles sont présentes peu importe l'espèce. Kennedy (1974), Weller (1981) de même que Sjoberg et Danell (1981) ont noté le haut degré de flexibilité et d'opportuniste de l'ensemble des canards barboteurs, et ce tout au long de leur cycle vital (Patterson, 1972, 1976).

### 5.3 Inventaires et dénombrements

Nous avons observé au cours de nos deux saisons d'échantillonnage dans l'ensemble des milieux étudiés, un total de 1 030 canards, soit 728 individus adultes et 302 jeunes, ces derniers répartis en 51 couvées. Le tableau IV présente le nombre de couvées et le nombre de jeunes par couvée chez les différentes espèces. On remarque que 21 couvées de canard Pilet furent observées, soit 41,2% de l'ensemble des couvées aperçues. L'abondance relative des couvées par espèce correspond assez bien à celle des espèces (adultes et couvées). Au total, 302 jeunes canetons furent dénombrés ce qui donne une moyenne de 5,9 jeunes par couvée. Duebbert et Frank (1984), pour leur part, obtiennent pour l'ensemble des canards barboteurs présents dans l'état du Dakota au cours des périodes 1958-1963 et 1967-1978 une moyenne de 7,0 jeunes par couvée.

TABLEAU IV

RESULTAT DES INVENTAIRES DE COUVEE DES MILIEUX ETUDIES DE LA REGION  
DU LAC SAINT-PIERRE, ETE 1982 ET 1983.

<u>ESPECE</u>	<u>COUVEE</u>		<u>JEUNES</u>		<u>Nb_moyen_de_jeunes/</u> <u>couvee</u>
	Nb	%	Nb	%	
Malard	5	9,8	27	8,9	5,4
Noir	1	2,0	6	2,0	6,0
Pilet	21	41,2	122	40,4	5,8
Chipeau	3	6,0	35	11,6	11,7
Siffleur	1	2,0	10	3,3	10,0
Souchet	6	6,0	33	10,9	5,5
S.a.v.	-	-	-	-	-
S.a.b.	3	6,0	15	5,0	5,0
Non- identifiée	11	21,6	54	17,9	4,9
<u>TOTAL:</u>	51	100,0	302	100,0	-
<u>Moyenne:</u>	-	-	-	-	5,9



On a vu plus tôt que l'abondance relative des espèces en 1982 et 1983 était sensiblement la même. Il était intéressant de comparer le nombre total d'individus observés au cours des deux saisons d'échantillonnage. Afin d'uniformiser nos résultats, nous avons comparé le succès d'observation lors de chaque saison, soit le nombre de relevés où des canards ont été observés par rapport au nombre total de relevés réalisés (tableau V). On constate qu'il existe une différence statistique significative ( $P < 0,05$ ) entre le succès d'observation des 2 saisons. Cette baisse du succès d'observation est d'ailleurs confirmée par une densité plus faible de couvée par relevé. Cette densité moins importante d'individus en 1983 peut être reliée aux fluctuations naturelles des populations de sauvagine et non au changement apporté dans les heures des relevés. Les importantes crues du printemps 1983 ne sont sûrement pas étrangères à cette densité plus faible: de nombreux auteurs, dont Farney et Bookout (1982), mentionnent que les inondations causent des diminutions des populations locales de sauvagine en limitant les sites de nidification.

#### 5.4 Utilisation et sélection des milieux par les couvées

##### 5.4.1 Utilisation des milieux

L'utilisation des milieux par les couvées a été

TABLEAU V

COMPARAISON DES INVENTAIRES DE SAUVAGINE REALISES DANS LES MILIEUX  
ETUDIES DE LA REGION DU LAC SAINT-PIERRE, ETE 1982 ET 1983.

	<u>Nombre de relevés réalisés</u>			<u>Nombre moyen de canards observés par relevés</u>		
	$R_i$	$R_t$	$\%R_i/R_t$	couvée	jeunes	adultes
1982	35	90	38,9*	0,45	2,68	6,39
1983	16	68	23,5*	0,14	0,90	1,51
82-83	51	158	32,3	0,32	1,91	4,28

n : inventaire de 1982 : 857

n : inventaire de 1983 : 173

n : inventaire de 1982 et 1983 combiné : 1 030

$R_i$  : nombre de relevés dans lesquels des canards furent observés

$R_t$  : nombre total de relevés

$\%R_i/R_t$  : pourcentage du succès d'observation

(\*) : données non significativement différente ( $P > 0,05$ ), basé sur un test de différence de proportion (Zar, 1974).

compilée selon deux indices, soit en nombre moyen de couvées par hectare, de même qu'à l'aide de l'indice proposé par Joyner (1980). Le premier indice est du type spatio-temporel alors que celui de Joyner est seulement temporel, donc indépendant de la superficie des milieux ainsi que du nombre de relevés par milieu. Il se formule de la façon suivante:

$$Iu = Ci/Ct \times Ri$$

où:

Iu : Indice d'utilisation de l'étang i  
 Ci : Nombre de couvées observées à l'étang i  
 Ct : Nombre total de couvées observées dans l'ensemble des milieux étudiés  
 Ri : Nombre de relevés dans lesquels des couvées ont été observées à l'étang i (succès d'observation)

L'indice de Joyner (1980), bien que valable uniquement pour la comparaison de l'utilisation de milieux donnés, permet néanmoins de comparer dans le temps différents milieux. De plus, cet indice combine les effectifs des diverses espèces, étant particulièrement utile quand on a un nombre relativement restreint d'individus par espèce. Il suppose donc une analyse plus globale de l'utilisation des milieux par les canards barboteurs, groupe d'espèces dont les exigences environnementales sont à plusieurs points de vue semblables (Heintzelman, 1978) (SCF, 1980) (Bellrose, 1980). Nous faisons donc référence ici à la notion de guildes écologiques tel

que défini par Dajoz (1976). De nombreux et récents travaux en écologie touchant particulièrement l'étude de la sauvagine utilisent également cette approche (Nudds, 1983) (Poysa, 1983), etc...

Le tableau VI présente les indices d'utilisation des milieux étudiés par les couvées. On remarque que 11 des 29 milieux, soit 37,9%, ont été utilisés au cours des saisons d'échantillonnage. Ce sont les bassins de traitement des eaux usées de Gentilly et Baieville qui montrent les plus fortes utilisations, représentant près de 60% de l'ensemble des couvées recensées. Nous avons enregistré à ces stations les densités les plus élevées, soit 2,2 et 4,0 couvées par hectare

Plusieurs auteurs ont noté l'utilisation intensive des bassins de traitement par la sauvagine. Notons Fuller et Glue (1980) en Angleterre, Wiederholm et al., (1977) en Suède ou encore, entre autre aux Etats-Unis, Uhler (1956), Lokemoen (1971), Dodge et Low (1972), Lokemoen (1973), Evrad (1975), Swanson (1977) ainsi que Ruwaldt et al., (1979). Au Québec, Bélanger (1982,1983) a démontré également cette forte utilisation des bassins. Swanson (1977) mentionne des densités moyennes de 3,2 couvées/ha alors que Dorbush et Anderson (1964) font état de densité atteignant 14,1 couvées/ha. Dodge et Low

INDICE D'UTILISATION PAR LES COUVEES DES DIFFERENTS MILIEUX  
 ETUDES DE LA REGION DU LAC SAINT-PIERRE, ETE 1982 ET 1983.

<u>MILIEU</u>	<u>I<sub>i</sub></u>	<u>Nb moyen de</u> <u>couvée</u>	<u>Nb moyen de</u> <u>couvée/ha.</u>
Gentilly	1,373	2,80	2,24
Baieville	1,255	4,00	4,00
Banc A	-	-	-
" B	0,353	0,43	0,10
" C	0,314	0,25	0,39
" X	0,294	0,50	0,16
" Y	0,157	0,29	1,64
" Z	-	-	-
Etang B	-	-	-
" D	-	-	-
" E	-	-	-
" H	-	-	-
" I	-	-	-
" N	-	-	-
" O	-	-	-
" S	-	-	-
" T	-	-	-
" U	0,294	0,60	3,40
Ilot # 1	-	-	-
" 6	-	-	-
" 7	-	-	-
" 22	-	-	-
" 23	0,020	0,25	1,42
" 37	-	-	-
" 38	0,020	0,17	0,96
" 39	-	-	-
" 40	0,294	1,00	5,67
" 41	0,020	0,20	1,13
MLCP	-	-	-

I<sub>i</sub> = INDICE DE JOYNER (1980)

(1972) ont enregistré pour leur part une densité de 6,7 couvée/ha.

Les ilots #40 et #41, l'étang U de même que les bancs d'emprunt B, X et Y montrent également une utilisation intéressante avec une production variant aux environs de 0,5 à 5,0 couvée/ha. Ils représentent chacun près de 1 à 10% de la production totale de l'ensemble des milieux. Seul l'îlot #40 affiche une étonnante production de 5,7 couvées/ha. Cependant, toutes les couvées inventoriées à cet endroit l'ont été en 1982. L'absence de couvées en 1983 à l'îlot #40 nous porte à croire que la densité a peut-être été ici surévaluée conséquemment à des conditions exceptionnelles. La densité moyenne pour les bassins est de 3,12 couvées/ha alors qu'elle n'est que de 0,54/ha pour l'ensemble des autres milieux. On a recensé en moyenne 0,4 couvée par milieu pour une production de 0,7 couvée par hectare pour l'ensemble des milieux étudiés.

#### 5.4.2 Sélection des milieux

Nous avons comparé l'utilisation des milieux par les couvées au cours des deux saisons d'échantillonnage (tableau VII). On remarque que la proportion de milieux utilisés ne fut pas différente en 1982 d'en 1983 ( $P > 0,05$ ), soit environ 30% de l'ensemble des milieux étudiés.

TABLEAU VII

UTILISATION PAR LES COUVEES DES MILIEUX ETUDIES DE LA REGION DU  
LAC SAINT-PIERRE, AU COURS DES PERIODES ESTIVALES 1982 ET 1983.

<u>ANNEE</u>	<u>NOMBRE DE MILIEUX</u>				<u>total</u>
	<u>Utilisés</u>		<u>non-utilisés</u>		
		(%)		(%)	
1982	9	30,0*	20	70,0*	29
1983	7	24,1*	22	75,9*	29
1982-1983	11	37,9	18	62,1	29

$H_0$ : aucune différence dans le nombre de milieux utilisés

(\*): donnée non significativement différente ( $P > 0,05$ ), basé sur un test de différence de proportion (Zar, 1974).

Nous avons également comparé, à l'aide d'une régression linéaire simple de Pearson, l'indice d'utilisation des milieux des deux saisons (figure 20). On obtient un coefficient de régression de 0,5589 avec une probabilité significative ( $P < 0,05$ ). Ainsi donc, les mêmes milieux ont été utilisés par les couvées en 1982 et 1983, mais à des degrés légèrement différents. En effet, la valeur de la pente de la droite de régression est différente de 1,0.

#### 5.4.3 Utilisation comparée des milieux par les couvées et par les adultes

Baldassare et Naumann (1981) mentionne que les couvées et les adultes utilisent et sélectionnent sensiblement les mêmes milieux. Cette section résume donc l'utilisation et la sélection des milieux étudiés par les canards adultes au cours des deux saisons d'échantillonnage. Le terme adulte désigne ici les mâles et les femelles non accompagnés de jeunes.

Encore une fois, les stations de Baieville et Gentilly comptent pour plus de 85% de l'ensemble des adultes recensés, celle de Baieville accueillant à elle seule 73,3% des individus (données non illustrées). La plus forte utilisation du bassin de Baieville peut s'expliquer par sa localisation, soit la proximité du sanctuaire d'oiseaux du territoire de la Défense Nationale ainsi que des importants marais riverains du lac



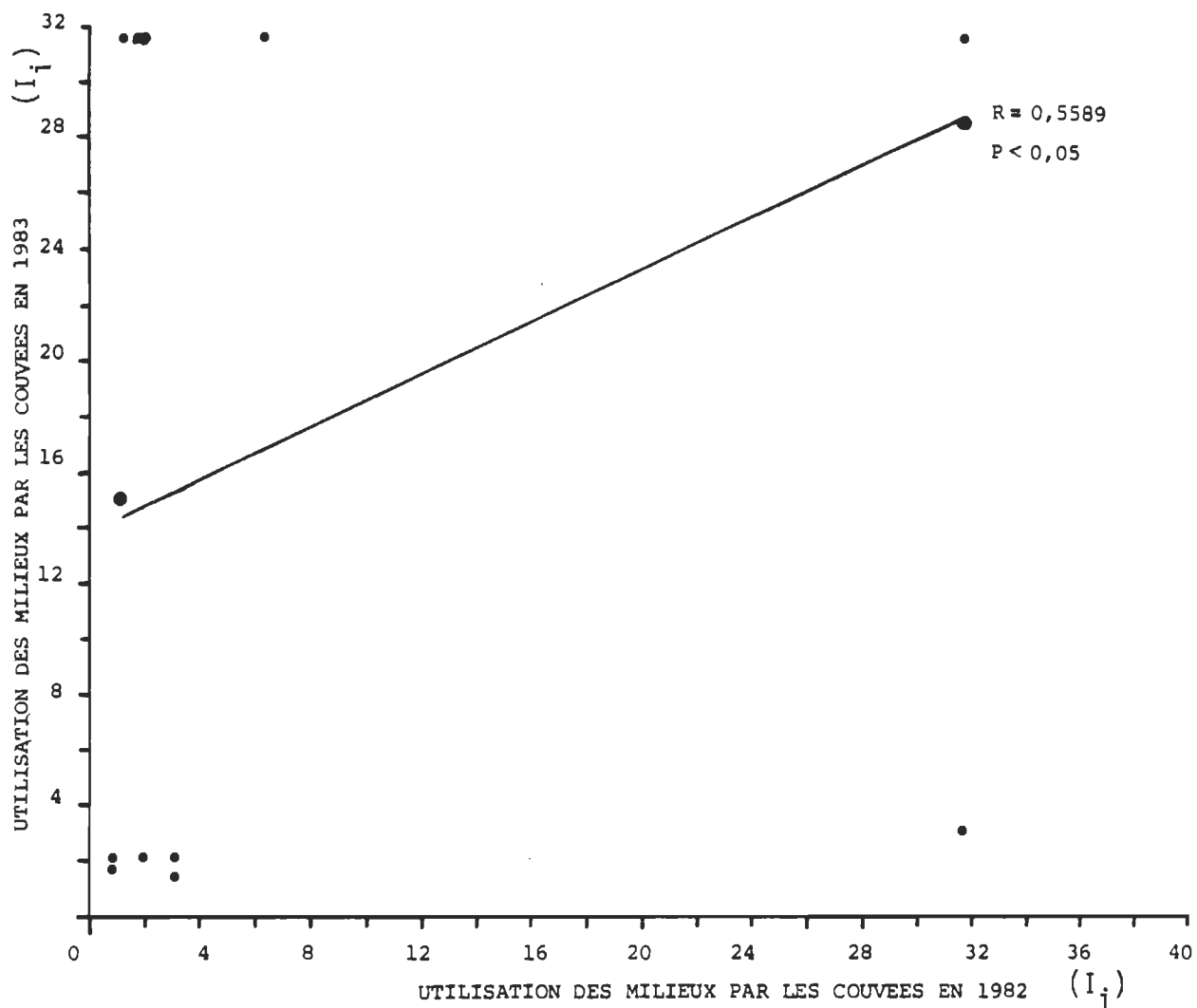


FIGURE 20: Régression linéaire simple entre les indices d'utilisation des milieux par les couvées en 1982 et 1983. Les indices d'utilisation ont été normalisé (transformation hyperbolique).  $I_j$ : Indice de Joyer (1980)

Saint-Pierre. Déjà, Swanson (1977) et Bélanger (1983) ont démontré que l'utilisation des bassins de traitement par la sauvagine variait entre autre selon la proximité de leur localisation par rapport aux milieux déjà potentiellement attractifs.

Les bancs d'emprunt A, B et C ainsi que l'étang U montrent les plus fortes utilisations avec près de 5% respectivement du total des canards adultes observés. Les autres milieux ont reçu moins de 1% des individus. Dans l'ensemble, en 1982 et 1983, 14 des 29 milieux ont été utilisés par les adultes, soit près de 50%. Les adultes ont utilisé un plus grand nombre de milieux que les couvées ( $P < 0,05$ ), phénomène que l'on peut relier à une plus grande mobilité.

La proportion de milieux utilisés au cours des deux saisons s'est avérée être significativement différente ( $P < 0,05$ ) (tableau VIII). La baisse du nombre de milieux utilisés en 1983 correspond à la baisse du succès d'observation enregistrée plus tôt. Une régression linéaire simple établie entre les indices de 1982 et de 1983, nous démontre que malgré un succès d'observation moins important en 1983, ce sont sensiblement les mêmes milieux qui ont été utilisés au cours des deux saisons (figure 21).

TABLEAU VIII

UTILISATION PAR LES ADULTES DES MILIEUX ETUDIÉS DE LA REGION DU  
LAC SAINT-PIERRE, AU COURS DES PERIODES ESTIVALES 1982 ET 1983.

<u>ANNEE</u>	<u>NOMBRE DE MILIEUX</u>				<u>total</u>
	<u>Nb</u>	<u>utilisés</u> %	<u>non-utilisés</u> Nb	<u>non-utilisés</u> %	
1982	13	44,8*	16	55,2*	29
1983	8	27,6*	21	72,4*	29
1982-1983	14	48,3	15	51,7	29

H<sub>0</sub> : pas de différence dans le nombre de milieux utilisés

(\*) : données significativement ( $P < 0,05$ ) différentes, basé sur un test de différence de proportion (Zar, 1974).

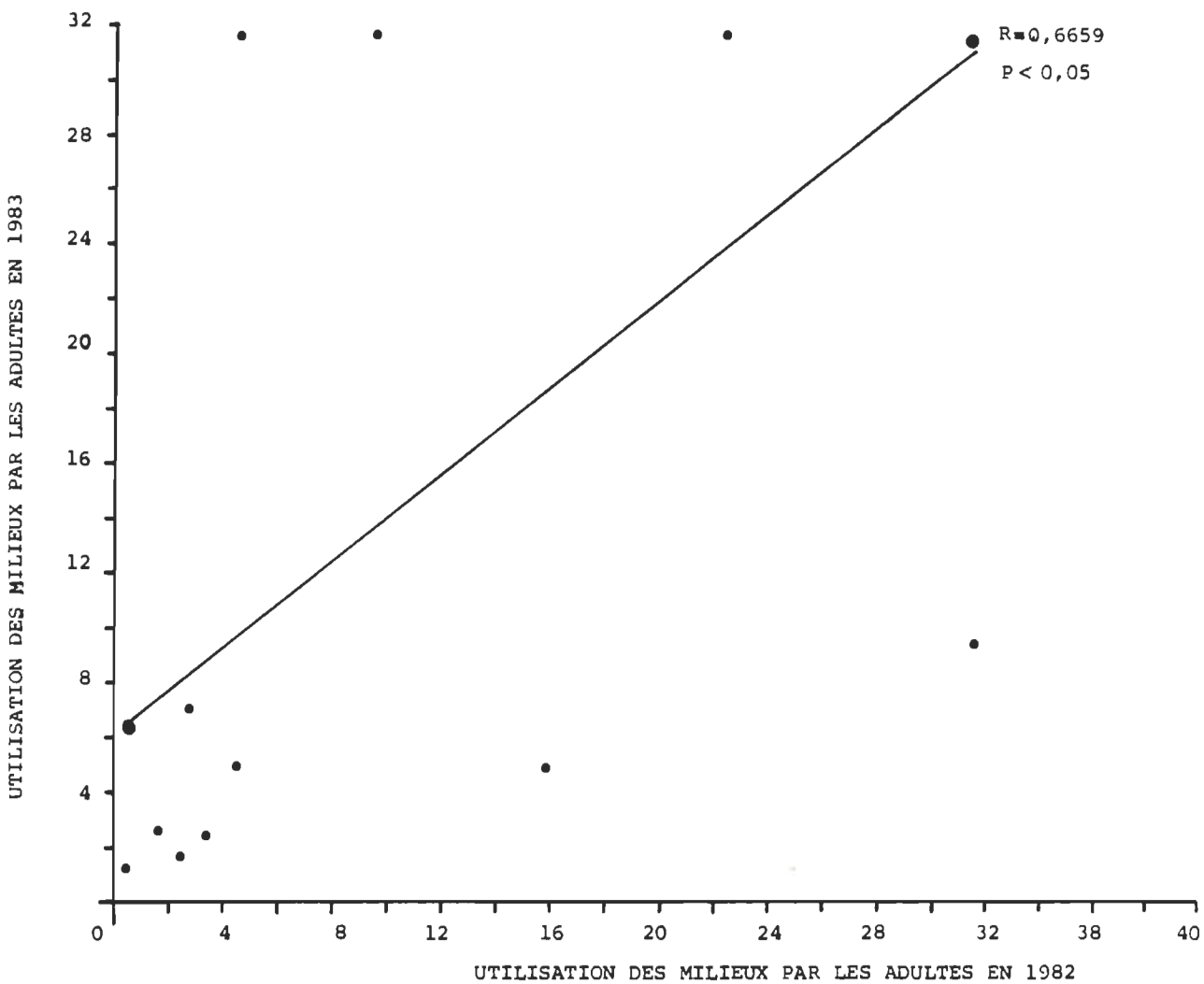


FIGURE 21: Régression linéaire simple entre les indices d'utilisation des milieux étudiés par les adultes. Les indices d'utilisation ont été normalisé (transformation hyperbolique).

A cette deuxième étape, nous avons comparé l'utilisation des milieux par les adultes et les couvées. Nous avons pour ce faire établi une régression linéaire simple de Pearson entre les indices d'utilisation des deux groupes (figure 22). Un coefficient de régression de 0,7746 tend à indiquer que ce sont sensiblement les mêmes milieux qui sont utilisés par les couvées ainsi que par les adultes en période estivale, et que par conséquent, ce sont les mêmes conditions environnementales qui sont recherchées. Nos résultats confirment donc les travaux de Baldassare et Nauman (1981).

#### Conclusion

Le canard Pilet a été l'espèce de canards barboteurs parmi les huit recensées qui fut la plus fréquente lors de nos relevés. Les stations de Baieville et de Gentilly furent les plus productives avec des moyennes de 2,2 et 4,0 couvées/ha. L'utilisation intensive des bassins de traitement des eaux usées avait déjà été soulignée par de nombreux auteurs tant ici qu'aux Etats-Unis, en Suède qu'en Angleterre. Les canards barboteurs sont en général aussi opportunistes qu'ils sont présents, phénomène noté par plusieurs auteurs.

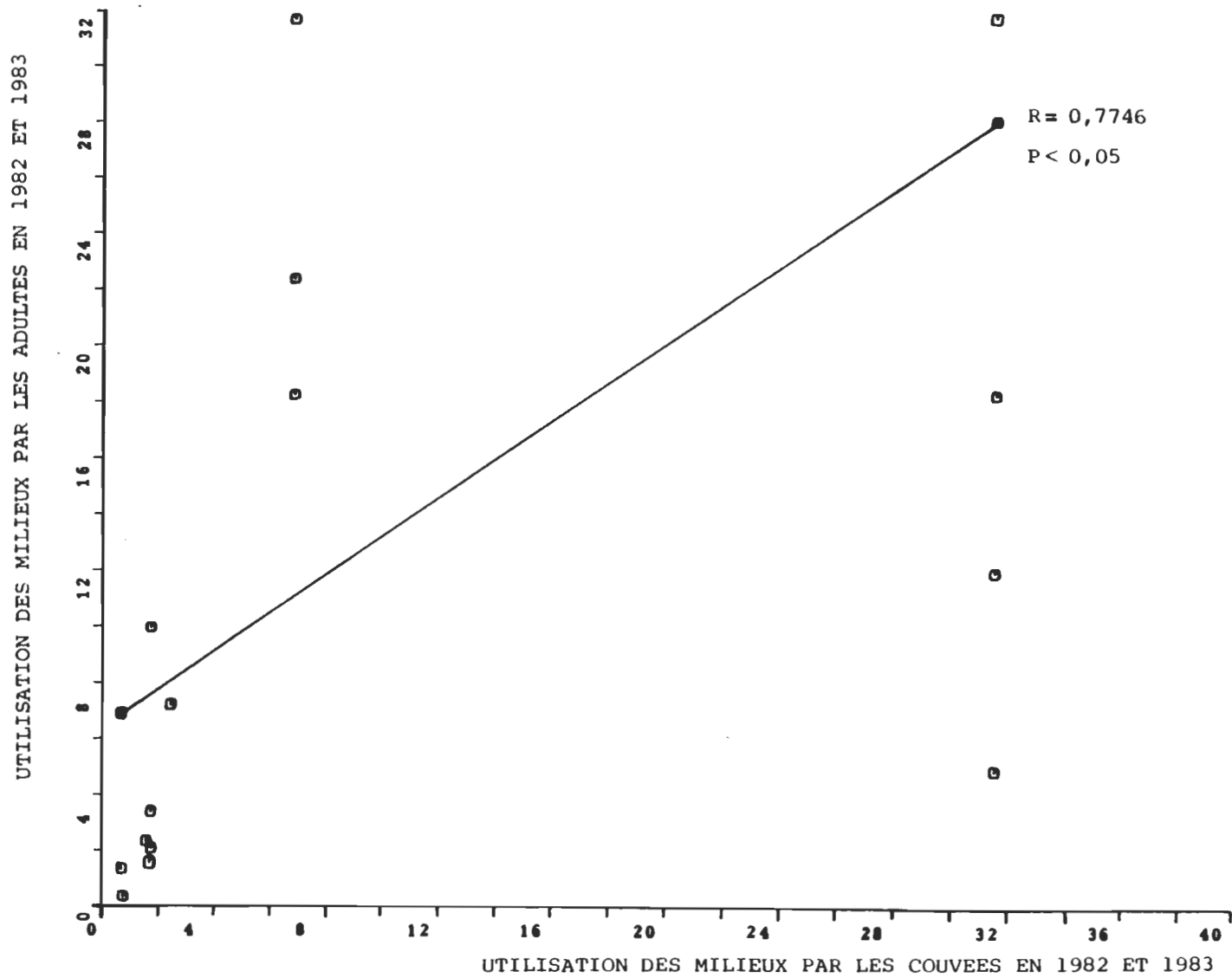


FIGURE 22 : Régression linéaire simple entre les indices d'utilisation des milieux par les couvées et par les adultes en 1982 et 1983. Les indices d'utilisation ont été normalisé (transformation hyperbolique).

Une des prémices à toute étude de sélection de l'habitat est d'observer le même phénomène à au moins deux reprises, deux saisons, etc... Ainsi, l'on s'assure de ne pas généraliser un phénomène qui ne serait dû qu'au hasard.

Nous avons observé, en 1982 et 1983, les mêmes espèces et le même nombre de couvée de canards barboteurs. De plus, leur abondance relative était significativement semblable au cours des deux saisons d'échantillonnage. Ces couvées ont utilisé au cours des années le même nombre et les mêmes milieux. Ces résultats tendent donc à confirmer l'existence d'un processus de sélection de l'habitat d'élevage. Il va sans dire que cette étape de notre recherche était primordiale et essentielle à la poursuite de celle-ci. Nous avons également observé que les couvées et les adultes sélectionnaient les mêmes milieux en période estivale.

## CHAPITRE VI

### GRANULOMETRIE DES SEDIMENTS ET PHYSICO-CHIMIE DE L'EAU

#### Introduction

Les populations d'anatinés sont influencées par la fertilité des marais, soit la productivité végétale et animale. Moyle (1956) au Minnesota, Jahn et Hunt (1964) au Wisconsin, Whites et James (1978) au Texas ainsi que Patterson (1972, 1976) en Ontario en ont d'ailleurs fait la démonstration. Steward et Kantrud (1972) font état d'une relation statistique étroite entre la conductivité de l'eau, la végétation aquatique et la sauvagine alors que Leitch (1964) a démontré l'influence de la fertilité de l'eau sur le nombre d'organismes benthiques et la répartition des canards. Danell (1978) a pour sa part observé une relation positive entre la présence de sédiments du



type glaiseux et vaseux et la densité des plantes aquatiques émergées, élément principal du couvert de protection des anatinés.

D'autres auteurs, notamment Wheeler et March (1979) de même que Hobough et Teer (1981) n'ont pas observé de relation statistique directe entre l'utilisation par la sauvagine et certains paramètres physico-chimiques ou granulométriques, bien qu'ils mentionnent que la fertilité des milieux influence l'utilisation des habitats.

Ce chapitre traite donc des relations entre la granulométrie des sédiments ainsi que la physico-chimie de l'eau et l'utilisation des milieux par les couvées. Nous chercherons principalement à déterminer si ces paramètres environnementaux peuvent être de bons indicateurs des meilleurs habitats d'élevage.

#### 6.1 Caractéristiques physico-chimiques et granulométrie des milieux

Le tableau IX présente les caractéristiques physico-chimiques et granulométriques mesurées dans les milieux étudiés. On remarque que le pH moyen est de 8,6. L'activité photosynthétique des végétaux aquatiques (Nisbet et Verneaux, 1970), soit l'utilisation du CO<sub>2</sub> dissous lors de la

TABLEAU IX

CARACTERISTIQUES DE LA PHYSICO-CHIMIE DE L'EAU ET DE LA GRANULOMETRIE  
DES SEDIMENTS DES MILIEUX ETUDIES DE LA REGION DU LAC SAINT-PIERRE.

<u>PARAMETRE</u>	<u>MOYENNE</u>		<u>VALEUR</u>		<u>COEFFICIENT DE VARIATION (%)</u>
	$\bar{X} \pm S_x$		<u>MIN</u>	<u>MAX</u>	
ph	8,5	0,9	6,6	9,4	10,5
Od (mg/l)	10,2	3,6	2,8	16,5	17,8*
Conductivité ( $\mu\text{mos/cm}$ )	328	29	135	1252	8,8*
% sable	33	4	0	98	133,2
% argile	54	38	0	100	69,9
% limon	16	14	0	43	89,4

(\*) le coefficient de variation a été évalué suite à la tranformation  
logarithmique des variables à des fins de normalisation.

$\bar{X}$ : moyenne

$S_x$ : erreur sur la moyenne

MIN: valeur minimale enregistrée

MAX: valeur maximale enregistrée

photosynthèse (Min. des Richesses Naturelles, 1973) résulte en une augmentation du pH particulièrement en milieu eutrophe. La présence des macrophytes aquatiques s'exprime également par la concentration en oxygène dissous dont la moyenne est de 10,2 mg/l. Cette moyenne correspond en général à celle des eaux douces de surface (McNeely, Neimanis et Dwyer, 1979). La conductivité moyenne de l'eau des milieux étudiés, soit 328  $\mu\text{mhos/cm}$ , est également typique des eaux naturelles (Nisbet et Verneaux, 1970).

On retrouve une composition sablo-argileuse dans la granulométrie des sédiments des milieux étudiés. Ainsi, il y a en moyenne 33% de sable, 54% d'argile et 16% de limon (tableau IX). Cette composition est cependant très variable comme l'illustre les forts pourcentages du coefficient de variation.

#### 6.2 Utilisation par les couvées et caractéristiques physico-chimiques et granulométrie des milieux

Nous avons comparé l'utilisation des milieux par les couvées aux différents paramètres physico-chimiques et granulométriques (tableau X). Seule la conductivité est reliée significativement aux indices d'utilisation ( $P < 0,01$ ) et semble être un bon indicateur du nombre de couvées. La conductivité, qui est l'expression de la quantité de sels ionisables dissous dans l'eau (nitrates, phosphates, etc.), influence les

TABLEAU X

Résultats des analyses de régression linéaire simple et de corrélation, de l'utilisation par les couvées des milieux étudiés dans la région du lac Saint-Pierre, en fonction des paramètres physico-chimiques et granulométriques.

<u>Variabiles</u> <u>dépendantes</u>	<u>Paramètres</u> (variables indépendantes)	<u>P</u>	<u>r</u>
Indice d'utilisation	pH	0,150	- 0,199
	OD	0,437	- 0,030
	Conductivité	0,013*	0,414
	% sable	0,441	0,029
	% argile	0,413	- 0,043
	% limon	0,353	0,073
	-----		
Nombre moyen de couvées par hectare	pH	0,153	- 0,197
	OD	0,421	- 0,039
	Conductivité	0,013*	0,413
	% sable	0,494	0,003
	% argile	0,468	- 0,016
	% limon	0,354	0,072

\* Variable retenue par l'analyse:  
Statistiquement significative (P < ,05)

processus biologiques, particulièrement l'abondance de la végétation aquatique.

Déjà, White et James (1978) avaient observé qu'en zone d'hivernage, il existait une relation positive entre la conductivité de l'eau et l'utilisation des milieux par la sauvagine. Leitch (1964) a démontré pour sa part que les eaux riches en carbonates, sulfates et chlorures dissous étaient les plus utilisées par les couples reproducteurs. En période d'élevage, Patterson (1972, 1976) a observé également une relation significative entre les concentrations en calcium et en silice de l'eau et le nombre de couvées présents. Cet auteur concluait en mentionnant que les couvées sélectionnaient les étangs à eau dure, c'est-à-dire fortement minéralisée. Baldassare et Nauman (1981) ont également observé cette même sélection. Par contre, Ringelman et Longcore (1982) n'ont observé aucune relation entre la conductivité de l'eau de certains étangs du Maine et l'utilisation par les couvées de canards Noirs. Il faut cependant mentionner que ces auteurs ont travaillé en milieu forestier, dans des étangs modifiés par l'action des castors, donc des milieux où la conductivité de l'eau devait être sensiblement identique.

#### Conclusion

Des paramètres physico-chimiques et granulométriques

étudiés, seule la conductivité de l'eau a pu être reliée significativement avec l'utilisation des milieux par les couvées de canards barboteurs. Une augmentation de la conductivité de l'eau, donc de la quantité de sels ionisables dissous dans l'eau, tend à favoriser une plus grande présence de végétation aquatique émergée et submergée. Elle se veut donc être un indice général de la fertilité biologique des milieux. Par conséquent, nos résultats, tout comme les travaux de Patterson (1972, 1976), suggèrent donc que certains éléments de la physico-chimie de l'eau, notamment la conductivité, puissent être de bonnes mesures quantitatives de la fertilité des milieux et subséquemment de bons indicateurs du degré de l'utilisation de ceux-ci par les couvées.

## CHAPITRE VII

### VEGETATION TERRESTRE ET AQUATIQUE

#### Introduction

L'importance de la végétation dans le processus de sélection de l'habitat chez l'avifaune a fait l'objet de nombreuses études depuis les travaux de Beccher (1942) et ceux de McArthur (1964). On a tantôt évoqué la taxonomie, la densité, la diversité et la répartition des plantes pour expliquer cette sélection. L'influence de la végétation a été reconnue pour la sauvagine, notamment en période de nidification comme couvert de protection (Diwernychuk et Boag, 1972) (Schranck, 1972). On reconnaît de plus l'importance des plantes émergentes comme zone de protection et de fuite pour les couvées (Kadlec, 1962). Cependant, les relations observées entre les couvées et la végétation aquatique sont généralement

qualitatives. L'importance de la végétation terrestre périphérique a été ignorée dans l'étude des habitats d'élevage. Ce chapitre traite donc des relations entre l'utilisation par les couvées et les caractéristiques phytosociologiques des milieux.

### 7.1 Taxons et espèces végétales recensées

Nous avons recensé dans l'ensemble des milieux plus de 118 espèces, genres et taxons végétaux. Parmi les plantes terrestres les plus dominantes et représentatives des milieux, on retrouve: Asclépias syriaca, Impatiens capensis, Lythrum salicaria, Calamagrostis canadensis et Phalaris arundinacea (Annexe A). Au niveau des strates arbustives et arborescentes, les saules (Salix sp) et les peupliers (Populus sp) dominent la liste des taxons recensés. Pour ce qui est des plantes aquatiques émergentes, les quenouilles (Typha sp), les sagittaires (Sagittaria sp) et les différentes espèces de Sparganium sont les taxons les plus dominants (Annexe B). Enfin, l'élodée du Canada (Elodea canadensis), les différentes espèces de Myriophyllum et de Lemna dominent parmi la végétation aquatique submergée (Annexe C).

Toutes les espèces végétales recensées sont typiques de la végétation du lac Saint-Pierre et de ses zones riveraines limitrophes (Tessier et Caron, 1981). Une seule exception, les



peupliers (Populus sp) qui témoignent de la présence de terrains plus secs et différents de l'ensemble phytosociologique de l'érablière argentée. C'est ce dernier groupement végétal qui caractérise le plus la plaine de débordement du lac Saint-Pierre (MLCP, 1983).

## 7.2 Composition taxonomique

Nous avons comparé l'utilisation des milieux par les couvées à l'abondance relative des taxons végétaux dominants (tableau XI). Seule une relation significative avec les myriophylles a été observée ( $P < 0,01$ ). L'utilisation par les couvées diminue avec une augmentation de l'abondance de cette plante. Il est difficile à ce stade de notre analyse d'en expliquer la raison. Mentionnons simplement que Krull (1970) a déterminé que l'espèce Myriophyllum exalbens était la plante aquatique submergée supportant la plus faible densité d'invertébrés aquatiques dans les milieux qu'il a étudiés.

Cely (1979) a observé dans les marais de Floride, donc en période d'hivernage, une relation entre la distribution du Morillon à dos blanc (Aythya valisineria) et celle d'une espèce végétale de la famille des Nymphaeacées. Johnson et Montalbano (1984) ont, également en Floride, démontré la préférence des canards pour les étangs à dominance de Hydrilla verticillata. Weller (1978) mentionne quant à lui que les espèces végétales

TABLEAU XI

Corrélation de Spearman entre les espèces végétales présentes dans les milieux étudiés de la région du lac Saint-Pierre et l'utilisation par les couvées

<u>Variables</u> <u>indépendantes</u>	<u>Variables</u> <u>dépendantes</u>		<u>Nb. moyen de couvée/hect.</u>	
	<u>Indice d'utilisation</u> r	P	r	P
<u>Asclepias syriaca</u>	- 0,0595	0,380	- 0,0414	0,416
<u>Impatiens</u> sp	0,0159	0,468	- 0,0208	0,458
<u>Lythrum salicaria</u>	- 0,2980	0,059	- 0,3237	0,054
<u>Onoclea sensibilis</u>	- 0,1379	0,238	- 0,0977	0,308
<u>Calamagrostis canadensis</u>	- 0,1508	0,218	- 0,0730	0,354
<u>Phalaris arundinacea</u>	0,0843	0,332	0,1303	0,251
<u>Salix</u> sp	0,0564	0,386	0,0598	0,380
<u>Populus</u> sp	0,2264	0,119	0,0555	0,388
<u>Typha</u> sp	0,2860	0,067	0,1769	0,180
<u>Saggitaria</u> sp	- 0,0390	0,421	- 0,0534	0,392
<u>Sparganium</u> sp	0,0350	0,492	- 0,0917	0,318
<u>Lemna minor</u>	0,2442	0,101	0,2725	0,077
<u>Eloдея canadensis</u>	0,0822	0,336	- 0,0617	0,376
<u>Myriophyllum</u> sp	- 0,4227	0,011**	- 0,4339	0,009**

\* Variables retenues par l'analyse:

\* (P < ,05)

\*\* (P < ,01)

aquatiques ne sont importantes que si elles servent de nourriture (Anderson et Low, 1976) ou alors de support aux populations d'invertébrés aquatiques (Krull, 1970).

### 7.3 Diversité et physionomie

Reynold et Trost (1981) mentionnent que la sélection de l'habitat chez les oiseaux est davantage reliée à la physionomie de la végétation qu'à sa composition. Afin de vérifier l'importance de la diversité végétale, nous avons comparé le nombre de plantes dominantes terrestres, émergentes et submergées aux indices d'utilisation (tableau XII). On remarque qu'aucune des variables n'est significativement corrélées.

Nous avons comparé l'utilisation des milieux par les couvées à l'absence ou à la présence des plantes des différents types physiologiques définis plus tôt. Le tableau XIII nous montre que suite à des corrélations dichotomiques aucun des types physiologiques tant chez les plantes terrestres que celles aquatiques n'est relié significativement à la présence des couvées.

### 7.4 Répartition

Nous avons vu précédemment que ni la taxonomie, ni la physionomie de la végétation ne semblaient influencer la sélection de l'habitat d'élevage. Il devient intéressant de

TABLEAU XII

Corrélation de Spearman entre la diversité du paysage végétal des milieux  
étudiés au lac Saint-Pierre et leur utilisation par les couvées

<u>Variables indépendantes</u> (diversité végétale)	<u>Variables dépendantes</u>			
	<u>Indice d'utilisation</u>		<u>Nb. de couvée/hectare</u>	
	r	P	r	P
Nb. de plantes terrestres dominantes	0,0855	0,330	0,0846	0,332
Nb. de plantes émergentes dominantes	0,0283	0,443	- 0,0755	0,349
Nb. de plantes submergées dominantes	- 0,2961	0,060	- 0,2603	0,087

TABLEAU XIII

Corrélation dichotomique entre la physionomie végétale des milieux étudiés du lac Saint-Pierre et leur utilisation par les couvées

<u>Variables indépendantes</u> (physionomie végétale)	<u>Variable dépendante</u> (présence de couvées)	
	r	P*
<u>Plantes terrestres:</u>		
Type A	0,10	>0,5
Type B	- 0,17	>0,5
Type C	- 0,17	>0,5
Type D	0,04	>0,5
Type E	- 0,17	>0,5
<u>Plante émergentes:</u>		
Type A	- 0,24	>0,2
Type B	0,04	>0,5

\* Probabilité établie à l'aide de l'approximation normale du test binomial (Zar, 1974).

#### Terrestres

Type A : arbres et arbustes

Type B : plantes hautes et minces (ex: graminés)

Type C : plantes hautes et ramifiées (ex: Impatiens sp)

Type D : plantes basses (ex: Carex sp)

Type E : plantes rampantes (ex: Vicia sp)

#### Émergentes

Type A : plantes hautes et minces (ex: Typha sp)

Type B : plantes hautes ramifiées (ex: Sagittaria sp)

vérifier l'importance de la répartition et de l'agencement des végétaux terrestres et aquatiques. Weller (1978) mentionne que la répartition et l'agencement de la végétation influencent la diversité et la densité des populations d'oiseaux aquatiques.

Nous avons d'abord tenté de relier l'utilisation par les couvées au degré d'ouverture des milieux tel que défini auparavant. Comme l'indique le tableau XIV, aucune relation significative n'a été observée. Par contre, on remarque une forte relation entre les indices d'utilisation et l'indice du recouvrement latéral ( $P < 0,001$ ). Ainsi, l'utilisation des milieux par les couvées augmente avec la diminution du recouvrement forestier des milieux, c'est-à-dire une diminution de la valeur du IRL (figure 23). L'importance de la bordure des étangs et de la végétation terrestre périphérique comme éléments attractifs pour les oiseaux aquatiques a été soulignée particulièrement comme couvert de nidification (Steel et al., 1956). La strate arbustive offre un pauvre site de nidification pour des espèces nicheuses au sol telles les anatinés. Stoudt (1971) note que les arbres et arbustes constituent un mauvais couvert de protection et de fuite. Enfin, ils constituent une barrière visuelle et physique aux déplacements des canards tout en fournissant des perchoirs aux prédateurs aviens (Duebbert, 1982).

TABLEAU XIV

Relation entre la répartition ainsi que l'abondance relative de la végétation dans les milieux étudiés au lac Saint-Pierre et l'utilisation par les couvées

<u>Variables indépendantes</u> (paramètres)	<u>Variables dépendantes</u>						
	<u>Présence de couvée</u>			<u>Indice d'utilisation</u>		<u>Nb. moyen de couvée/hectare</u>	
	r	P <sup>a</sup>	P <sup>b</sup>	r	P <sup>c</sup>	r	P <sup>c</sup>
Degré d'ouverture	-	-	NC	- 0,1369	NC	- 0,1166	NC
Indice du recouvrement latéral	-	-	-	- 0,5686	(<0,001)	- 0,4818	(< 0,001)
Présence de plantes émergentes	0,45	(<0,05)	-	-	-	-	-
Ratio plantes émergentes-eau libre	-	-	NC	0,3685	(<0,05)	0,2469	NC
Ratio plantes submergées-eau libre	-	-	NC	- 0,0946	NC	- 0,0902	NC

Tests statistiques:

a: corrélation dichotomique avec approximation normale du test binomial (Zar, 1974)

b: chi-carré de Kolmogorov-Smirnov

c: corrélation de Spearman

NC: variable non corrélée statistiquement.

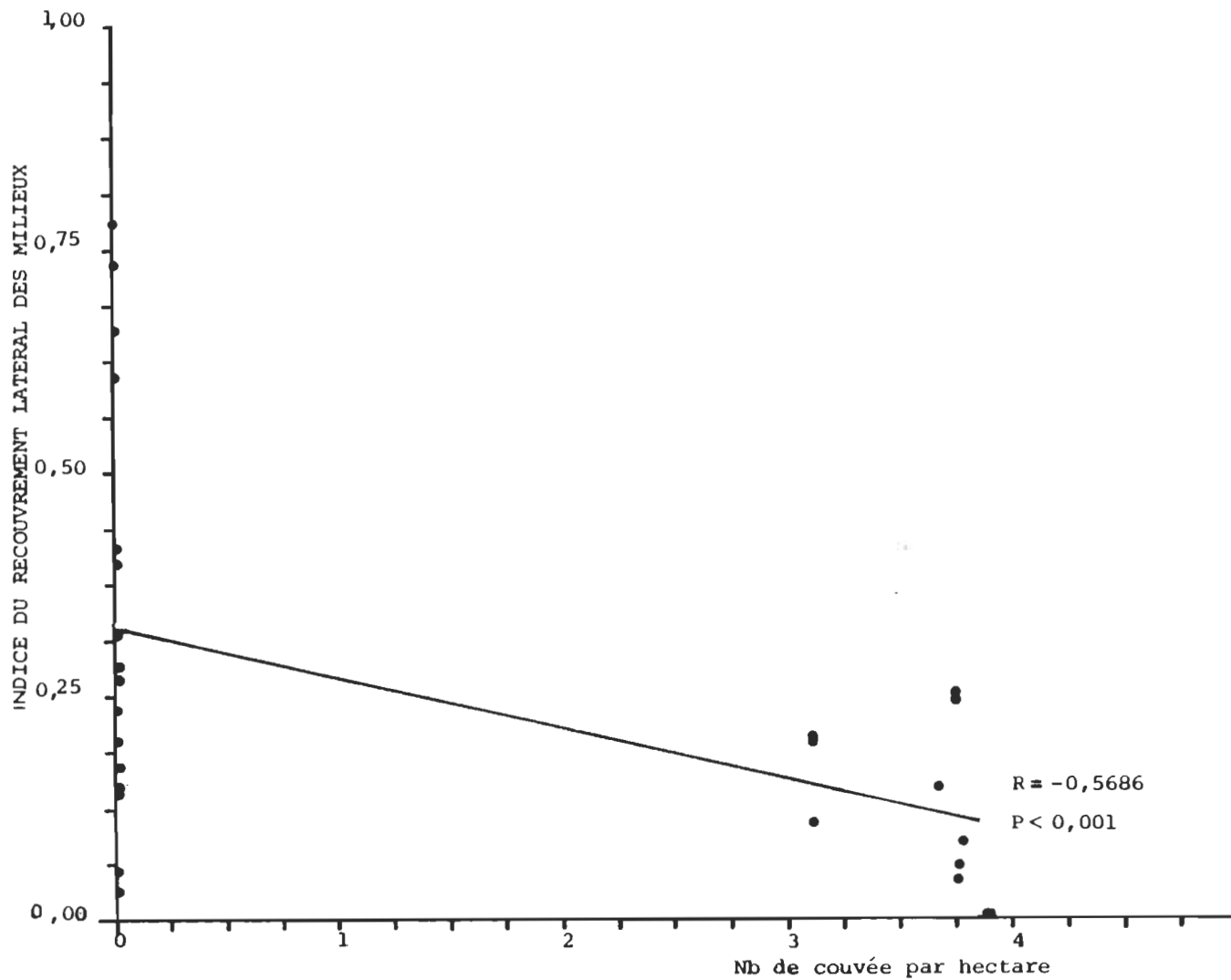


FIGURE 23 : Régression linéaire simple entre l'indice du recouvrement latéral et l'utilisation des milieux par les couvées.



Nous avons également mis en évidence, à l'aide d'une corrélation dichotomique, que la présence de couvées était corrélée significativement à la présence de plantés émergentes ( $P < 0,05$ ) (Tableau XIV). De plus, l'utilisation des milieux par les couvées semble augmentée en fonction de la répartition des plantes émergentes sur l'étang (ratio plantes émergentes - eau libre) ( $P < 0,05$ ). Par contre, on a constaté, grâce à un chi-carré de Kolmogorov-Smirnov que l'utilisation ne peut être reliée aux différentes classes d'abondance établies par le ratio plantes émergentes - eau libre.

De nombreux auteurs dont Moeller (1975), Murkin (1979), Kaminski et Prince (1981), Murkin et al., (1982) ont démontré l'importance de la répartition de la végétation pour la sauvagine en période de reproduction. White et James (1978) ont fait de même en période d'hivernage. Tous ces auteurs mentionnent que la densité et la diversité des canards barboteurs adultes sont associées à un ratio plantes émergentes - eau libre de 1:1, soit un étang dont 50% de sa superficie est colonisé par la végétation émergente. Ils relient ce phénomène à une plus grande densité d'invertébrés aquatiques, un meilleur couvert de protection et d'isolement par rapport aux congénères. Weller et Spatcher (1965) ainsi que Weller (1981)

norment ce stade d'évolution et de succession végétale du marais "l'hémimaraïs".

De nombreuses études font état de relations positives entre l'abondance des plantes émergentes et l'utilisation des milieux par les couvées (Bishop et al., 1979), (Mack et Flake, 1980), (Talent et al., 1982), (Ringelman et Longcore, 1982). Stoudt (1982) mentionne, de plus, que la proportion de plantes émergentes par rapport à l'eau libre sur l'étang a plus d'importance que les espèces végétales présentes. Cependant, le rôle de l'hémimaraïs a été peu étudié en autre temps qu'en saison de reproduction (Murkin et al., 1982), notamment en période d'élevage. Pour notre part, les milieux étudiés étant relativement jeunes et n'étant pas au stade de l'hémimaraïs, nous n'avons pu démontrer de préférence des couvées pour ces milieux.

Nous n'avons pu établir aucune relation entre la répartition des plantes aquatiques submergées et l'utilisation des milieux par les couvées (tableau XIV). Cette absence de relation n'est pas imputable à des degrés d'abondance semblables dans chacun des milieux. En effet, un test de chi-carré de la fréquence de distribution des classes d'évaluation du ratio plantes submergées - eau libre nous

indique qu'il n'y a pas de différence significative dans les effectifs des différentes classes ( $P > 0,05$ ). Ainsi, les milieux se distribuait également dans chacune des classes.

Hobaugh et Teer (1981), Whites et James (1978) et de nombreux autres auteurs ont démontré l'importance de la végétation aquatique submergée tout au cours du cycle vital des anatidés. Joyner (1980) a observé que les couples reproducteurs étaient peu influencés par la végétation submergée. Bengston (1971) a, pour sa part, démontré que l'utilisation des milieux par les couvées pouvait être corrélée avec la présence des plantes submergées, ces dernières représentant les zones d'alimentation.

#### 7.5 Densité et biomasse des plantes émergentes

Nous avons démontré l'importance de la végétation aquatique émergente pour les couvées. Nous avons voulu évaluer la qualité de la zone d'élevage en tentant de relier les mesures de densité et de biomasse sèche des plantes émergentes à l'utilisation des milieux par les couvées. Rappelons que ces mesures de densité et de biomasse n'ont pas été évaluées par rapport à l'entière superficie des milieux, mais bien là où les plantes émergentes étaient présentes. Le tableau XV nous montre les relations obtenues entre ces variables et

TABLEAU XV

Corrélation de Spearman entre les caractéristiques végétales de la zone d'élevage des milieux étudiés de la région du lac Saint-Pierre et leur utilisation par les couvées

---

<u>Variables indépendantes</u> (paramètres)	<u>Variables dépendantes</u>			
	<u>Indice d'utilisation</u>		<u>Nb. moyen de couvée/hectare</u>	
	r	P	r	P
Densité totale des plantes émergentes	0,3126	0,050*	0,1894	0,163
Biomasse totale des plantes émergentes	0,4381	0,009*	0,3202	0,046*
Indice de la qualité de la zone d'élevage	0,4012	0,016*	0,2949	0,061

---

\* (P  $\leq$  0,05)

\*\* (P  $\leq$  0,01)

l'utilisation par les couvées. On remarque que la densité et la biomasse sèche des plantes émergentes sont corrélées toutes deux positivement avec les indices d'utilisation ( $P < 0,05$ ). Ces résultats confirment la sélection par les couvées des meilleurs couverts de protection, soit ceux où la densité et la biomasse des plantes émergentes sont les plus grandes.

L'indice de la qualité de la zone d'élevage est le produit de la biomasse et de la proportion (ratio) des plantes émergentes tel qu'on l'a défini plus tôt. On obtient une relation significative ( $P < 0,05$ ) entre cet indice et l'utilisation par les couvées (tableau XV).

#### Conclusion

Nos résultats suggèrent que la sélection de l'habitat d'élevage est indépendante de la taxonomie, de la diversité et de la physionomie des plantes terrestres et aquatiques. Par contre les couvées semblent influencées par la répartition de la végétation tant terrestre (indice du recouvrement latéral) qu'aquatique (ratio plantes émergentes - eau libre). De plus, l'utilisation des milieux par les couvées est liée à la qualité des zones d'élevage, définie en terme de proportion de la végétation émergente sur l'étang et de la biomasse sèche des plantes.

Il est à noter que la majorité des études sur les populations aviaires rapportent que la répartition et l'agencement des végétaux ont plus d'importance que la composition taxonomique. On utilise alors les termes "structures de la végétation" pour désigner cet agencement en référence à l'aspect "structural" de la végétation (Cody, 1981). Pour notre part, nous considérons que la structure de l'habitat doit comprendre et être définie par l'ensemble des composantes biotiques et abiotiques du milieu. C'est pourquoi, afin de ne pas confondre ces deux définitions, le terme structure ne fut pas utilisé dans ce chapitre.

## CHAPITRE VIII

### INVERTEBRES AQUATIQUES

#### Introduction:

L'importance des invertébrés aquatiques dans l'alimentation des canards barboteurs a été abondamment discutée. On considère, d'une façon générale, qu'ils sont carnivores en période de reproduction et herbivores en tout autre stade du cycle vital (Swanson et al., 1979)(Danell et Sjöberg, 1980). Ce changement dans la composition du régime alimentaire au cours de cette période a été démontré en outre par de nombreux auteurs (Schroeder, 1973) (Krapu, 1974)(Krapu et Swanson, 1975). La proportion d'aliments animaux représente durant cette période 95% ou plus (Swanson et Meyer 1977) (Swanson 1977) des aliments ingérés. Elle passe de 45% au printemps à 95% à l'été (Swanson et al., 1974).

L'ingestion des invertébrés aquatiques correspond à une demande protéinique plus grande, résultant des activités de reproduction (Hawkins, 1964). Moyle (1961) mentionne que les diverses parties végétales ont un contenu protéinique de 10% ou moins de leur poids humide total alors que celui des invertébrés se chiffre entre 10 et 25%.

La croissance et le développement des jeunes canetons sont dépendants de cet apport protéinique supplémentaire que représentent les invertébrés aquatiques, notamment au cours des premières semaines (Beard, 1964) (Perret, 1962) (Street, 1978) (Collias et Collias, 1963). Plusieurs études ont discuté du régime alimentaire des couvées (Bartonek, 1972) (Sugden, 1973), (Wheeler et March, 1979) (Thomas, 1980) etc.. Reinecke (1979) mentionne que 88 à 91% du régime alimentaire des couvées du canard Noir est d'origine animale. Ce pourcentage diminue avec la croissance des jeunes. Les invertébrés aquatiques constituent donc un élément important du processus de sélection de l'habitat d'élevage chez la sauvagine (Joyner, 1980, 1982), tout comme il est également un facteur prépondérant de l'utilisation et de la productivité aviaire des marais (Weller, 1981). Nous nous sommes donc intéressé aux relations entre l'utilisation par les couvées et la composition de même que les caractéristiques des populations d'invertébrés aquatiques.



### 8.1 Abondance relative des groupes taxonomiques

#### a) Invertébrés benthiques:

Nous avons recensé dans l'ensemble de nos 29 milieux, un total de 56 taxons différents (annexe D). Les Insectes (35,7%), les Gastéropodes (21,7%) et les Crustacés (16,3%) représentent les groupes dominants (figure 24). Parmi les Insectes, ce sont les Diptères (25,3%) qui dominent (figure 25), plus particulièrement une famille, les larves de chironomides, qui représentent 25,2% de tous les invertébrés aquatiques récoltés (annexe D).

#### b) Invertébrés nectoniques:

Les Insectes (55,4%), les Crustacés (23,2%) et les Gastéropodes (11,5%) sont les éléments les plus représentatifs des 56 taxons d'invertébrés nectoniques recensés dans les milieux (figure 26). Ce sont principalement les Hémiptères (18,3%) et les Coléoptères (17,0%) qui dominent le groupe des Insectes (figure 27). Soulignons que les corixidés (Hémiptera) représentent 14,8% de tous les organismes nectoniques recensés (Annexe D).

#### c) Abondance relative des taxons et utilisation des milieux par les couvées

Nous avons comparé l'abondance relative des principaux groupes taxonomiques avec l'utilisation des milieux par les couvées (tableau XVI). On remarque qu'aucune relation significative n'a pu être établie entre l'abondance relative

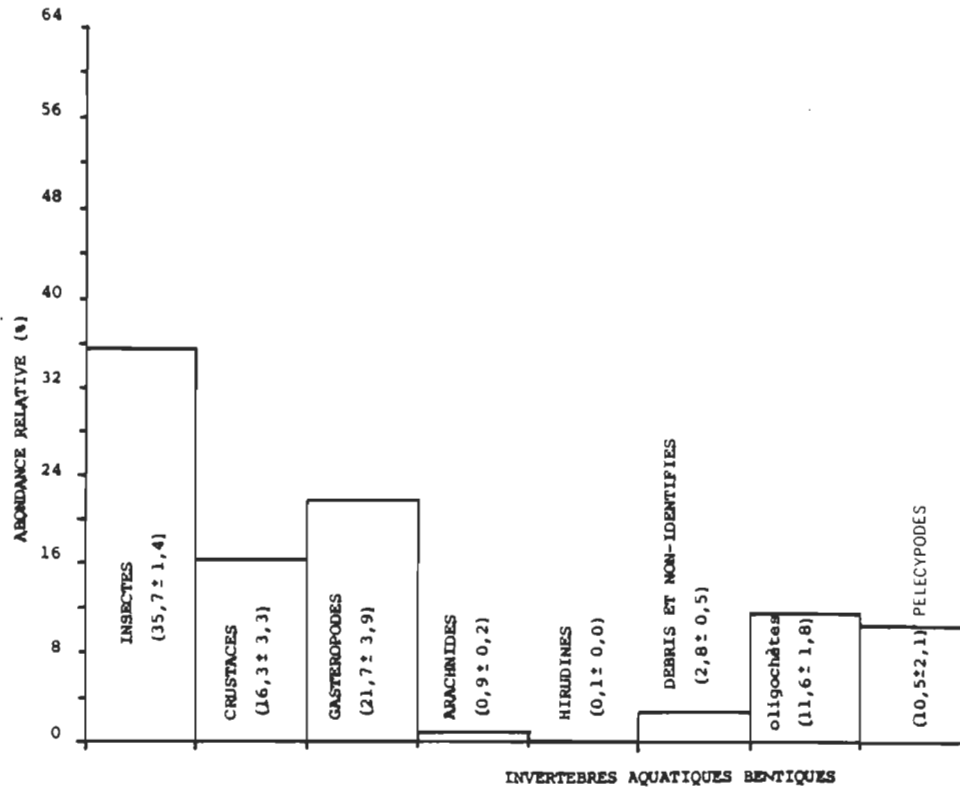


FIGURE 24: Abondance relative des différents groupes d'invertébrés aquatiques benthiques. (moyenne: erreur sur la moyenne)

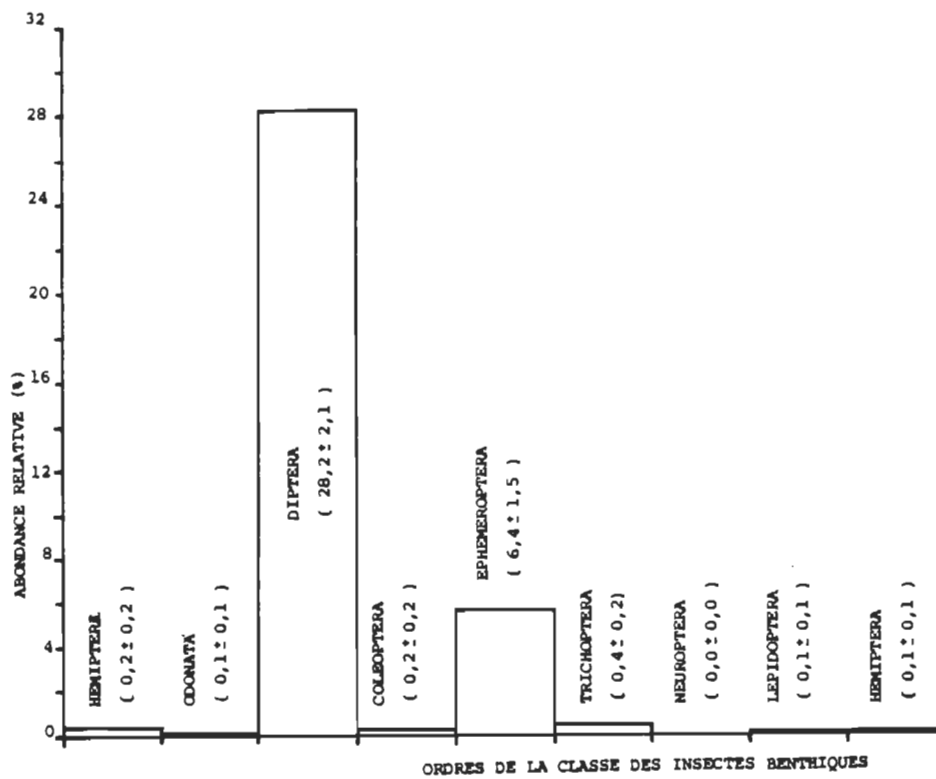


FIGURE 25: Abondance relative des différents ordres de la famille des insectes benthiques (moyenne: erreur sur la moyenne).

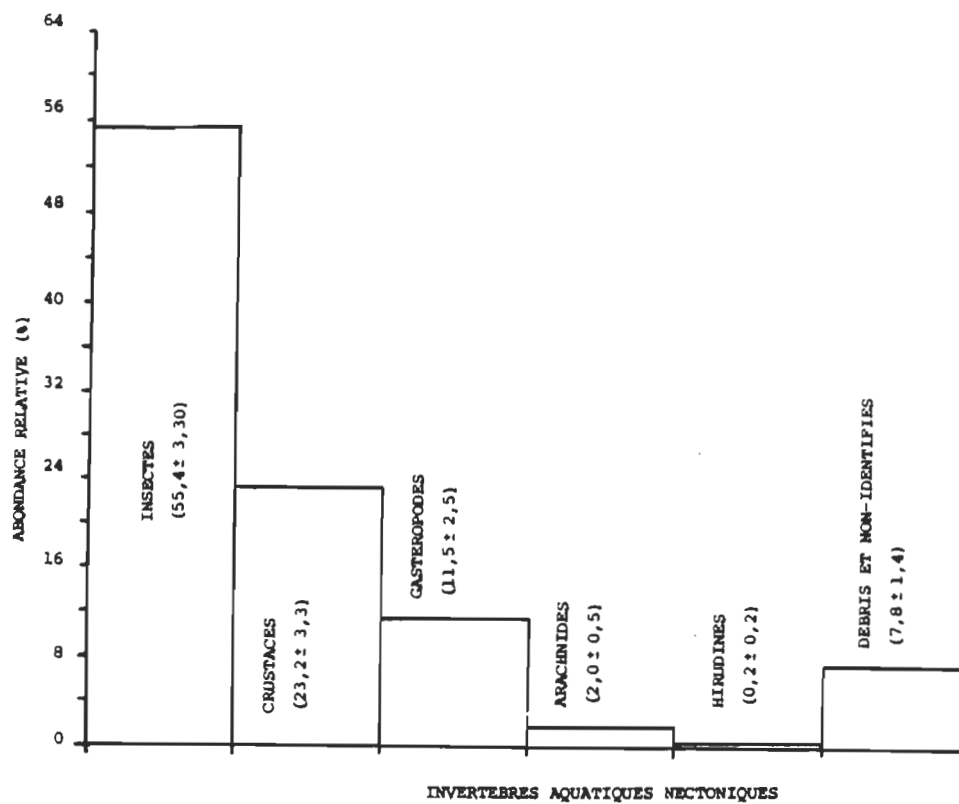


FIGURE 26: Abondance relative des différents groupes d'invertébrés aquatiques nectoniques (moyenne: erreur sur la moyenne)

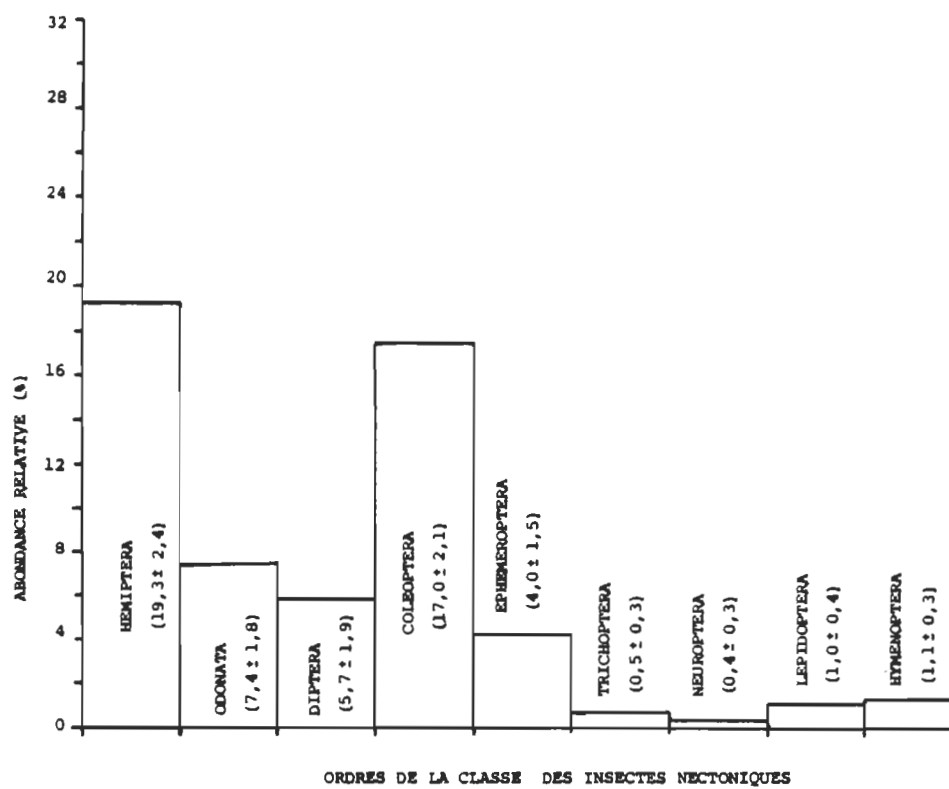


FIGURE 27: Abondance relative des différents ordres de la classe des insectes nectoniques (moyenne: erreur sur la moyenne)

TABLEAU XVI

RELATION ENTRE L'UTILISATION PAR LES COUVÉES DES MILIEUX ÉTUDIÉS AU LAC SAINT-PIERRE ET L'ABONDANCE RELATIVE DES PRINCIPAUX GROUPES TAXONOMIQUES D'INVERTÉBRÉS AQUATIQUES BENTHIQUES ET NECTONIQUES

VARIABLES INDÉPENDANTES	VARIABLES DÉPENDANTES										
	PRÉSENCE DE COUVÉE			INDICE D'UTILISATION				NB. MOYEN DE COUVÉE/HECTARE			
	P <sup>a</sup>	P <sup>b</sup>	P <sup>c</sup>	r <sup>e</sup>	r <sup>d</sup>	P <sup>e</sup>	P <sup>d</sup>	r <sup>e</sup>	r <sup>d</sup>	P <sup>e</sup>	P <sup>d</sup>
<u>INSECTES</u>	F	0,01**	0,34	-0,31	-0,04	0,06	0,42	-0,31	-0,06	0,06	0,38
<u>DIPTERA</u>	F	0,01**	0,60	-0,15	0,07	0,22	0,34	-0,16	0,05	0,21	0,40
Chironomidae	F	0,01**	0,88	-0,34	-0,38	0,13	0,13	-0,08	-0,12	0,26	0,34
<u>EPHEMEROPTERA</u>	0,17	0,17	0,35	-0,27	-0,40	0,08	0,02*	-0,26	-0,38	0,10	0,02*
<u>CRUSTACÉS</u>	F	0,18	F	-0,12	-0,29	0,28	0,07	-0,10	-0,25	0,31	0,09
<u>Asellus</u> sp	F	0,27	F	-0,42	-0,50	0,01**	0,00***	-0,44	-0,50	0,01**	0,00***
<u>Gammarus</u> sp	0,48	0,34	0,28	0,22	0,08	0,14	0,33	0,22	0,10	0,13	0,30
<u>GASTÉROPODES</u>	F	0,15	F	0,31	0,03	0,05*	0,46	0,30	0,02	0,07	0,43
-----											
<u>INSECTES</u>	0,33	0,05*	0,75	0,11	0,22	0,30	0,12	0,08	0,19	0,34	0,16
<u>HEMIPTERA</u>	F	F	0,77	-0,01	-0,05	0,49	0,40	0,01	-0,03	0,46	0,44
Corixidae	F	F	0,79	-0,04	-0,04	0,42	0,42	-0,02	-0,03	0,44	0,45
<u>COLEOPTERA</u>	0,34	F	0,48	-0,09	-0,11	0,32	0,28	-0,13	-0,14	0,26	0,23
<u>CRUSTACÉS</u>	0,91	F	0,67	0,01	-0,15	0,48	0,22	0,02	-0,11	0,47	0,28
<u>Asellus</u> sp	0,86	0,98	0,85	-0,03	-0,02	0,45	0,46	-0,01	-0,02	0,46	0,47
<u>Gammarus</u> sp	0,89	0,13	0,48	0,03	-0,12	0,43	0,26	0,06	-0,08	0,33	0,38
<u>GASTÉROPODES</u>	F	0,21	0,05*	-0,52	-0,60	0,00***	0,00***	-0,53	-0,59	0,00**	0,00***

TESTS STATISTIQUES: \* (P < 0,05), \*\* (P < 0,01), \*\*\* (P < 0,001)

a: comparaison des moyennes et variances (T et F)

b: " " " " " " ; Gentilly et Baieville par rapport aux autres stations étudiées

c: " " " " " " ; toutes les stations sauf Gentilly et Baieville

d: corrélation linéaire simple de Pearson

e: " " " " " " ; sauf les stations de Gentilly et Baieville

F: Test de F non-significatif

des différents taxons tant benthiques que nectoniques et la présence de couvées ( $t$ -test,  $P_a > 0,05$ ). Par contre, nous avons pu mettre en relation significative ( $P_{d,e} < 0,05$ ) avec les indices d'utilisation par les couvées l'abondance relative de l'ordre des Ephéméroptères et du genre Asellus (crustacea). Cependant, comme ces deux taxons ne représentent respectivement que 5,7 et 8,6% de tous les organismes benthiques récoltés, on peut croire que c'est là une relation statistique vraisemblablement due au hasard. Chez les invertébrés nectoniques, on observe une relation significative négative ( $P_{d,e} < 0,001$ ) entre le pourcentage de présence des Gastéropodes et les indices d'utilisation des couvées. Ce résultat est difficilement interprétable. Swanson et al. (1974) ont démontré que les Gastéropodes ne représentaient que 1% du régime alimentaire des jeunes. Sugden (1973) mentionne pour sa part que les Gastéropodes, même s'ils abondent dans le milieu, sont peu sélectionnés par les jeunes. Par contre, Reinecke (1979) ainsi que Wheeler et March (1979) ont démontré que les Gastéropodes sont l'élément principal de la diète des canetons. Il est donc difficile de dire si la relation observée est véritablement écologique ou est seulement statistique.

Nous avons voulu par la suite comparer la composition de la benthofaune et de la nectofaune des stations de Gentilly et

Baieville à celle des autres stations (tableau XVI). On se rappelle que c'est à ces stations que la densité en couvée fut la plus élevée. Un test de différence de moyennes indique que le pourcentage d'Insectes tant benthiques que nectoniques est plus important pour ces deux stations que pour toutes les autres ( $P_b < 0,05$ ). On remarque que l'abondance relative des Diptères et des chironomides est statistiquement différente ( $P_b < 0,01$ ). Aux stations de Gentilly et Baieville, la faune benthique est presque entièrement composée de larves de chironomides (98,4 et 93,8% respectivement) alors qu'elles ne représentent en moyenne que 25,2% de la benthofaune des milieux et seulement 19,9% si l'on soustrait ces deux stations à cet ensemble.

De nombreux auteurs dont Baldassare et Nauman (1981), Swanson (1977), Danell et Sjoberg (1980), Thomas (1980), Sugden (1973), Swanson et Meyer (1977) démontrent cette relation chironomides-couvées et l'importance de ces larves dans l'alimentation des jeunes. Cette relation serait d'ailleurs vraie peu importe la localisation du site d'étude (Danell et Sjoberg, 1977) puisqu'elles semblent universellement importantes dans le régime alimentaire des canetons et des adultes en période estivale. Les travaux de Sugden (1973), Swanson (1977) ainsi que Sjoberg et Danell (1981) font état que

la forte utilisation des larves de chironomides par la sauvagine est liée aux qualités protéiniques et à la valeur calorifique de celles-ci. Par contre, les larves de chironomides sont en période estivale un des groupes dominants de la faune benthique (Joyner, 1982). Elles sont généralement en forte densité et leur répartition est des plus contagieuses. Nous croyons donc que la sélection des larves par les canards n'est pas uniquement fonction de leur valeur calorifique mais également de leur grande disponibilité.

Nous avons comparé maintenant la composition des invertébrés aquatiques et l'utilisation des milieux par les couvées, en excluant les stations de Gentilly et de Baieville (tableau XVI). Nous avons observé une différence statistique dans l'abondance relative des Gastéropodes entre milieux utilisés ou inutilisés par les couvées. Cette relation inverse entre les degrés de présence de Gastéropodes et des couvées est confirmée par la corrélation significative de ces deux variables ( $P < 0,001$ ). Encore une fois, en raison du manque d'information, ces relations sont difficilement interprétables.

## 8.2 Caractéristiques des populations d'invertébrés aquatiques

### a) Invertébrés benthiques et nectoniques :

Le tableau XVII résume les principales caractéristiques des populations d'invertébrés aquatiques inventoriées. Ainsi, la densité moyenne de la faune benthique était de 86,1 organismes/m<sup>2</sup>. La biomasse sèche du benthos était de 0,1 g/m<sup>3</sup> et celle du necton de 0,5 g/m<sup>3</sup>. En terme de disponibilité, c'est-à-dire la biomasse sèche moyenne par individu, l'indice moyen se chiffre à 0,168g pour le benthos et 0,294g pour le necton. Les indices moyens de diversité sont sensiblement les mêmes pour la benthofaune et la nectofaune, soit 0,573 et 0,436 respectivement. La variance des échantillons étant toujours plus grande que la moyenne de ceux-ci, la distribution des organismes benthiques et nectoniques s'est donc avérée être du type hasard ou contagieux. A titre de comparaison, Vincent (1981) dans des stations situées dans le fleuve Saint-Laurent, enregistrait des densités variant de 120 à 5 100 organismes benthiques par m<sup>2</sup> pour des indices de diversité variant de 2,12 à 3,54.

### b) Caractéristiques des populations d'invertébrés aquatiques et utilisation des milieux par les couvées.

Nous avons étudié les relations entre les principales caractéristiques des populations d'invertébrés aquatiques et les indices d'utilisation des milieux par les couvées (tableau XVIII). Aucune différence statistique n'a été observée entre



TABLEAU XVII

CARACTERISTIQUES DES POPULATIONS D'INVERTEBRES AQUATIQUES DES MILIEUX ETUDIES DE LA REGION DU LAC SAINT-PIERRE AU COURS DES PERIODES ESTIVALES 1982 ET 1983.

PARAMETRE	MOYENNE		VALEUR		COEFFICIENT DE VARIATION (%)
	$\bar{X}$	$\pm S_x$	MIN	MAX	
<u>Invertébrés benthiques:</u>					
densité	86,1	15,0	7,0	393,0	93,7
biomasse	0,1	0,0	0,0	0,4	87,9
Indice de diversité <sup>a</sup>	0,573	0,036	0,036	0,804	33,9
Indice de disponibilité <sup>b</sup>	0,168	0,034	0,035	0,900	107,5
répartition <sup>c</sup>	49,0	10,0	1,2	234,8	110,0
-----					
<u>Invertébrés nectoniques:</u>					
densité	183,5	31,5	35,0	729,0	92,5
biomasse	0,5	0,1	0,1	4,5	164,8
indice de diversité <sup>a</sup>	0,436	0,0	0,134	0,679	25,0
indice de disponibilité <sup>b</sup>	0,294	0,050	0,018	1,127	92,2
répartition <sup>c</sup>	156,4	35,4	9,1	706,9	122,5

N.B.: la densité des organismes a été exprimé en Nb/m<sup>2</sup> et la biomasse sèche en g/m<sup>3</sup>.

a: indice de diversité de Shannon-Weaver (1949)

b: masse moyenne d'un individu (indice de Joyner, 1982)

c: rapport entre l'écart-type et la moyenne (indice de Morisita)1962)

TABLEAU XVIII

RELATION ENTRE L'UTILISATION PAR LES COUVÉES DES MILIEUX ÉTUDIÉS AU LAC SAINT-PIERRE ET LA RICHESSE EN INVERTÉBRÉS AQUATIQUES BENTHIQUES ET NECTONIQUES

VARIABLES INDÉPENDANTES		VARIABLES DÉPENDANTES											
		PRÉSENCE DE COUVÉE			INDICE D'UTILISATION				NB. MOYEN DE COUVÉE/HECTARE				
		P <sup>a</sup>	P <sup>b</sup>	P <sup>c</sup>	r <sup>d</sup>	r <sup>e</sup>	P <sup>d</sup>	P <sup>e</sup>	r <sup>d</sup>	r <sup>e</sup>	P <sup>d</sup>	P <sup>e</sup>	
BENTHOS	DENSITÉ	F	0,01**	0,51	0,10	-0,28	0,30	0,19	0,08	-0,18	0,34	0,19	
	BIOMASSE	F	F	0,63	0,29	0,08	0,06	0,34	0,28	0,11	0,07	0,30	
	DIVERSITÉ	F	0,01**	0,03*	-0,54	-0,41	0,00**	0,02*	-0,52	-0,42	0,03*	0,00***	
	DISPONIBILITÉ	F	0,57	F	0,23	0,31	0,11	0,06	0,25	0,31	0,10	0,06	
	RÉPARTITION	F	F	F	0,18	0,26	0,19	0,10	0,16	0,23	0,21	0,12	
NECTON	DENSITÉ		0,76	0,58	0,90	-0,08	-0,06	0,33	0,38	-0,10	-0,08	0,30	0,34
	BIOMASSE	F	0,62	F	-0,21	-0,18	0,13	0,19	-0,21	-0,17	0,14	0,19	
	DIVERSITÉ		0,20	0,02*	0,56	-0,29	-0,15	0,06	0,23	-0,26	-0,13	0,09	0,26
	DISPONIBILITÉ		0,69	0,40	0,91	-0,13	-0,06	0,26	0,38	-0,09	-0,03*	0,32	0,44
	RÉPARTITION		0,36	0,36	0,54	-0,25	-0,19	0,10	0,17	-0,26	-0,21	0,08	0,14

TESTS STATISTIQUES: \* (P < 0,05), \*\* (P < 0,01), \*\*\* (P < 0,001)

a: Comparaison des moyennes et des variances (T et F)

b: " " " " " " " ; Comparaison des stations de Gentilly et Baleville aux autres stations étudiées

c: " " " " " " " ; Toutes les stations sauf Gentilly et Baleville

d: Corrélacion linéaire simple de Pearson

e: " " " " " " ; sauf les stations de Gentilly et Baleville

F: Test de F non-significatif

la présence de couvées et les caractéristiques de la nectofaune ( $P_a < 0,05$ ). Pour ce qui est de la faune benthique, une distribution différente des populations nous empêchent de conclure au niveau des tests de moyennes (t-Test). Par contre, nous avons pu établir une relation inverse significative entre l'utilisation par les couvées et la diversité ( $P_d < 0,001$ ).

Nous avons à cette étape comparé les caractéristiques des stations de Gentilly et de Baieville à celles des autres stations à l'étude (tableau XVIII,  $P_b$ ). On remarque, cette fois, qu'il existe une différence statistiquement significative ( $P_b < 0,05$ ) entre la densité du benthos de même que les diversités du necton et du benthos de ces deux stations comparativement à celles des autres milieux. Nous avons recensé aux stations de Gentilly et de Baieville, des densités de 393 et 297 organismes/m<sup>2</sup> alors que pour l'ensemble des milieux, la densité moyenne était de 86,1 organismes/m<sup>2</sup>. Si l'on soustrait à cet ensemble les densités de Gentilly et de Baieville, cette moyenne baisse à 66,9 organismes/m<sup>2</sup>.

Nous avons finalement comparé l'utilisation des milieux par les couvées dans l'ensemble des milieux en excluant ceux de Gentilly et Baieville (tableau XVIII). On observe que la présence de couvée est relié significativement à de faibles

diversités de la faune benthique ( $P < 0,05$ ). Cette même relation entre l'augmentation du nombre de couvées et la baisse de la diversité en organismes benthiques est également démontrée par le coefficient de corrélation de ces variables. Pour ce qui est des invertébrés aquatiques nectoniques, nous n'avons observé qu'une faible relation significative entre le nombre de couvées par hectare et l'indice de disponibilité des organismes ( $P < 0,05$ ).

#### Conclusion

Il semble donc que les couvées fréquentent davantage les milieux où il y a présence d'insectes benthiques, notamment de larves de chironomides. Ceci serait dû à la qualité protéinique de ces larves (Swanson, 1977). De plus, les couvées semblent sélectionner davantage les milieux où la densité de ces larves comme de la faune benthique en général est élevée. Les larves de chironomides constituant la majeure partie de la faune benthique en période estivale (Joyner, 1982), ces deux notions de valeur calorifique et de densité des organismes nous semblent difficilement dissociables comme élément de sélection.

Les insectes nectoniques semblent également influencés positivement le processus de sélection de l'habitat d'élevage.

La diversité des espèces de la faune nectonique et dans une plus faible mesure la disponibilité des organismes semblent aussi à la lumière de nos résultats influencer les couvées et leur utilisation des milieux. Même si 82% des invertébrés ingérés par les jeunes seraient nectoniques (Danell et Sjöberg, 1980), le rôle de ces derniers dans l'alimentation et dans le processus de sélection est mal connu.

D'une manière générale, les couvées utilisent les milieux les plus riches en invertébrés aquatiques, que ce soit en terme de qualité protéinique, d'abondance ou de diversité des proies, ces éléments étant étroitement liés.

## CHAPITRE IX

### MORPHOMETRIE ET LOCALISATION

#### Introduction

Peu d'auteurs se sont attardés à examiner spécifiquement le rôle de la morphométrie des marais dans le processus de sélection de l'habitat d'élevage. On considère généralement que l'abondance des couvées et la superficie des milieux sont étroitement reliés (Hudson, 1983). Par contre, cette relation ne serait pas totalement linéaire (LoKemoen, 1973) (Talent et al., 1982). L'importance de la localisation des milieux définie ici en terme de distances, que ce soit par rapport à certaines activités humaines dont les routes principales ou au marais riverain, a également été peu traitée dans la littérature concernant l'habitat d'élevage. Cet aspect a été davantage discuté lors d'études de la sélection du site de

nidification (Oetting et Cassel, 1971) (Giroux, 1981) (Duebbert, 1982) ou au cours du cycle vital (Pontbriand, 1978). Ce chapitre examine les relations entre l'utilisation par les couvées, les caractéristiques morphométriques de même que la localisation des milieux.

### 9.1 Caractéristiques morphométriques et localisation des milieux

Le tableau XIX présente les différentes caractéristiques de la morphométrie et de la localisation des milieux à l'étude. Ainsi, on remarque qu'en moyenne la superficie en période d'étiage était de 5 806 m<sup>2</sup>, soit près d'un demi hectare, alors qu'on enregistrerait des superficies extrêmes minimales et maximales de 1 176 m<sup>2</sup> et 43 529 m<sup>2</sup>. Le périmètre moyen était de 252 m et l'indice moyen du développement des lignes de rivages de 1,43. Ceci nous indique que les milieux sont de forme circulaire, légèrement rectangulaire (Lind, 1979). Les milieux se caractérisaient également par une pente de fond moyenne de 17,4° et par une pente du terrain périphérique moyenne de seulement 8,1°. La distance moyenne à 0,5m de profondeur d'eau était de 2,17 m.

La distance moyenne des milieux par rapport au marais riverain en période d'étiage était de 536 m, soit près d'un demi Kilomètre, alors que celle par rapport aux activités humaines était de 296 m.

TABLEAU XIX

CARACTERISTIQUES DE LA MORPHOMETRIE ET DE LA LOCALISATION DES MILIEUX  
ETUDIES DE LA REGION DU LAC SAINT-PIERRE.

<u>PARAMETRE</u>	<u>MOYENNE</u>		<u>VALEUR</u>		<u>COEFFICIENT DE VARIATION (%)</u>
	$\bar{X} \pm S_x$		<u>MIN</u>	<u>MAX</u>	
<u>Morphométrie:</u>					
superficie	5 906	1 851	1 176	43 529	171,9
périmètre	252	47	96	1 256	13,3*
D.L.R.	1,43	0,06	0,29	2,14	36,9
pente du fond	17,4	1,6	5,6	44,8	50,7
pente du terrain périphérique	8,1	0,9	0,4	19,2	58,1
distance à 0,5m de profondeur	2,17	0,22	1,04	6,53	55,0
-----					
<u>Localisation:</u>					
distance au marais riverain	536	28	100	730	52,3
distance aux activités humaines	296	80	110	1 540	79,9

(\*) le coefficient de variation a été exprimé suite à la transformation logarithmique de la variable à des fins de normalisation

$\bar{X}$ : moyenne

$S_x$ : erreur sur la moyenne

MIN: valeur minimale enregistrée

MAX: valeur maximale enregistrée

N.B.: la superficie est exprimé en m<sup>2</sup> alors que le périmètre, la distance à 0,5m d'eau, les distances au marais riverain et aux activités humaines sont exprimé en m. Les pentes sont exprimé en degré.



### 3.2 Morphométrie et utilisation des milieux par les couvées

Nous avons mis en relation à l'aide d'une corrélation linéaire simple les caractéristiques morphométriques et les indices d'utilisation des milieux (tableau XX). On remarque que l'augmentation de l'utilisation des milieux par les couvées est reliée significativement à l'augmentation de la superficie, au périmètre de l'étang et du développement des lignes de rivage ( $P < 0,01$ ). Lokemoen (1973) ainsi que Ringelman et Longcore (1982) ont également noté que le nombre de couvées était fonction de la superficie des milieux. Pour notre part, il s'est avéré, suite à un test statistique de comparaison des moyennes (Test de Student), que la densité des couvées était supérieure dans les milieux ayant une superficie variant de 0,5 à 2,0 ha. ( $P < 0,01$ ). Hudson (1983) mentionne que la densité des couvées est supérieure dans des milieux variant de 0,5 à 1,5 ha. Lokemoen (1973), pour sa part, mentionne des densités maximales dans des milieux entre 0,4 et 2,0 hectares. Talent et al. (1982), soulignent dans leur étude que les couvées utilisent principalement des marais de 0,1 à 2,0 ha. et qu'elles ignorent ceux de plus de 6,0 ha. C'est donc dire que la relation entre la superficie des milieux et la densité des couvées n'est pas linéaire. La relation linéaire que nous avons observée plus tôt s'explique par le fait que peu de milieux à l'étude avaient une superficie de plus de 3,0 ha. Les couvées semblent donc davantage choisir des milieux ayant une

TABLEAU XX

CORRÉLATION LINÉAIRE DE PEARSON ENTRE LES CARACTÉRISTIQUES MORPHOMÉTRIQUES ET DE LOCALISATION DES MILIEUX ÉTUDIÉS AU LAC SAINT-PIERRE ET L'UTILISATION PAR LES COUVÉES

VARIABLES INDÉPENDANTES	VARIABLES DÉPENDANTES			
	INDICE D'UTILISATION		NOMBRE MOYEN DE COUVÉE/HECTARE	
	r	P	r	P
Superficie en eau	0,4851	0,0039**	0,4344	0,0094**
Périmètre	0,5389	0,0013**	0,5044	0,0026**
Développement des lignes de rivage	0,5622	0,0008***	0,5535	0,0092**
Pente du fond	0,1496	0,2193	0,1826	0,1716
Pente du terrain	0,3878	0,0188*	0,3305	0,0399*
Distance à 0,5 m d'eau	0,0116	0,4767	0,0161	0,4676
Distance aux activités humaines	-0,2425	0,0103**	-0,2449	0,1001
Distance au marais riverain	0,3745	0,0227*	0,3393	0,0359*

\*(P < 0,05)

\*\* (P < 0,01)

\*\*\* (P < 0,001)

superficie précise. Hudson (1983) mentionne qu'il est probable que les milieux de petite superficie, c'est-à-dire ceux de moins de 0,5 ha., n'offrent pas assez de protection en terme de couvert de fuite et de dissimulation. Il est possible que ceux de grande superficie soient ignorés parce qu'ils favorisent une prédation plus importante.

Nos résultats tendent à confirmer (tableau XX) que le périmètre est un meilleur indicateur puisqu'il est mieux corrélé avec les indices d'utilisation que la superficie. Ce paramètre montre en effet un plus fort coefficient de régression et de probabilité ( $P < 0,001$ ). De nombreux auteurs dont Mack et Flake (1980) considèrent le périmètre comme étant un meilleur élément prévisionnel de l'utilisation des milieux par les couvées que la superficie. Patterson (1976) relie le périmètre à la disponibilité des couverts de protection.

Nos résultats montrent que le développement des lignes de rivage, rapport entre la superficie et le périmètre des milieux, est fortement corrélé avec l'utilisation par les couvées. Hudson (1983) a démontré que les milieux avec un indice du développement des lignes de rivage (DLR) supérieur à 1,5 étaient les plus productifs en terme de couvée. Nous avons comparé à l'aide du test de comparaison des moyennes de

Student, l'utilisation par les couvées des milieux avec des indices de DLR inférieurs et supérieurs à 1,5. Nous observons une différence significative des deux moyennes ( $P < 0,0001$ ). Le même test statistique utilisé cette fois pour des indices de DLR inférieurs et supérieurs à 1,0 nous indiquent également une différence dans l'utilisation des milieux par les couvées, mais la probabilité en est plus faible ( $P < 0,05$ ).

Nous avons obtenu une relation positive ( $P < 0,05$ ) entre la pente du terrain périphérique et les indices d'utilisation (tableau XX). Cependant nous croyons qu'on ne doit pas interpréter ce résultat en fonction du degré de facilité ou de difficulté de l'accès à l'eau pour les jeunes mais beaucoup plus comme un indice de la présence de sites exondés permettant la nidification. Nous observons grâce à une corrélation partielle, une relation significative ( $P < 0,05$ ) entre un adoucissement du degré de la pente du fond et l'augmentation de l'utilisation par les couvées. La pente de fond conditionne dans une certaine mesure la croissance des plantes émergentes, cette dernière étant un élément important du couvert de protection des couvées (Patterson, 1976).

### 9.3 Utilisation par les couvées et localisation des milieux

Le tableau XX rend compte des relations obtenues entre les caractéristiques de la localisation et de l'utilisation des

milieux. On constate que les distances par rapport aux activités humaines ainsi qu'au marais riverain sont significativement corrélées avec les indices d'utilisation ( $P < 0,05$ ). Ainsi, l'utilisation des couvées semble augmentée avec l'accroissement de la distance des milieux au marais riverain ainsi qu'avec une diminution de la distance par rapport aux activités humaines (autoroute #40 ou route #132, figure 1). Dans le premier cas, on peut croire que le fait que les milieux les plus éloignés du marais riverain soient les plus utilisés est beaucoup plus attribuable à leur localisation à la limite supérieure des eaux de crue qu'à celle par rapport au marais riverain.

Stoudt (1971) mentionne que plusieurs des milieux qu'il a étudiés se trouvaient près d'une autoroute et que quelques-uns d'entre eux étaient parmi les plus utilisés par les couvées. Nous avons observé sensiblement le même phénomène, mais nous croyons que celui-ci est encore une fois relié à la proximité de la limite supérieure des eaux de crue. En effet, si l'on omet de notre analyse les stations de Gentilly et Baieville, la corrélation entre l'utilisation des milieux et la distance aux routes principales devient non significative ( $P > 0,05$ ). Ainsi, la proximité de certaines activités humaines ne semble pas affecter, dans une certaine mesure (Stoudt, 1971), le processus de sélection de l'habitat d'élevage, comme l'avaient également démontré les travaux de Ringelman et Longcore (1982).

### Conclusion

Les couvées semblent donc influencées par l'aspect physique de l'habitat, sélectionnant des milieux d'une superficie et d'un développement des lignes de rivage précis leur assurant le meilleur couvert de protection. Les caractéristiques morphométriques relatives aux pentes de terrain périphérique et de fond rendent compte du degré de tolérance et de convenance des couvées par rapport aux conditions biologiques qu'elles expriment, notamment la colonisation des berges par les macrophytes émergents. Finalement, nous avons observé que les couvées semblent tolérantes vis-à-vis un certain degré de perturbation humaine, soit la présence de routes principales achalandées.

## CHAPITRE X

### SELECTION DE L'HABITAT D'ELEVAGE

#### Introduction

Patterson (1976) propose, dans son modèle théorique (figure 2) que la sélection de l'habitat d'élevage soit basée sur la morphométrie (structure physique) et la physico-chimie de l'eau des étangs. Cette dernière étant l'expression de la fertilité biologique (structure biologique) du milieu. Ces caractéristiques de morphométrie et de fertilité des étangs traduisent l'importance de la disponibilité des couverts de fuite et des ressources alimentaires pour les couvées (Evans et Black, 1956) (Patterson, 1972, 1976) (Stoudt, 1982) (Ringelman et Longcore, 1982) (Hudson, 1983).

Nous avons voulu, dans cette deuxième étape de notre recherche, déterminer quelle était la structure d'habitat (physique ou biologique) qui pouvait le mieux expliquer et exprimer la variation de l'utilisation de nos milieux par les couvées. De plus, nous déterminerons quels sont les éléments environnementaux de cette structure qui s'avèreront les meilleurs critères ou descripteurs de la sélection de l'habitat d'élevage.

#### 10.1 Structure et sélection de l'habitat d'élevage

Afin de déterminer le rôle des structures physiques et biologiques, nous avons utilisé une analyse multivariée de régression multiple portant sur les paramètres environnementaux retenus significativement au cours des chapitres précédents. Seules les variables paramétriques furent utilisées pour l'analyse car c'est là une des conditions d'application de la régression multiple (Nie et al, 1975).

De l'ensemble des variables reliées statistiquement aux indices d'utilisation par les analyses univariées, seulement six ont montré un coefficient de corrélation partielle suffisamment significatif pour être retenu par l'analyse multivariée de la régression multiple (tableau XXI). Ce sont la superficie, le développement des lignes de rivage et le périmètre (structures physiques). L'indice du recouvrement



latéral, l'abondance relative des gastéropodes et la diversité du benthos ont été également retenus (structures biologiques).

Le tableau XXI montre les résultats obtenus. On remarque que la morphométrie (structure physique) explique 45% de la variation de l'utilisation des milieux par les couvées ( $R^2$ ) alors que la végétation en explique 34% et les invertébrés aquatiques 52%. Si l'on combine la végétation et les invertébrés (structure biologique) on obtient 42% d'explication de la variation de l'utilisation. Ainsi, on peut en conclure que la sélection de l'habitat d'élevage se définit autant en terme de structure physique que biologique des étangs, ou si l'on veut, par la morphométrie et la fertilité biologique des milieux. Ce résultat confirme les travaux précédemment cités, notamment ceux de Patterson (1976) et Hudson (1983).

Il est intéressant de comparer la probabilité du pourcentage d'explication de la variation de l'utilisation des milieux pour chaque structure (tableau XXI). On constate que la probabilité associée au  $R^2$  de la morphométrie est hautement significative ( $P < 0,01$ ), alors que celles associées à la végétation ou aux invertébrés sont à la limite de la signification. Ainsi, nous croyons que bien que la sélection de l'habitat d'élevage soit également influencée par les

TABLEAU XXI

ANALYSE DE RÉGRESSION MULTIPLE ET CRITÈRES DE SÉLECTION DE  
L'HABITAT D'ÉLEVAGE DES CANARDS BARBOTTEURS DES MILIEUX  
ÉUDIÉS AU LAC SAINT-PIERRE, QUÉBEC

<u>STRUCTURE DU MARAIS:</u>	<u>RÉGRESSION MULTIPLE</u>		
	<u>R<sup>2</sup></u>	<u>P</u>	<u>Variables retenues</u> *
<u>-physique:</u>			
morphométrie	45%	0,011	superficie en eau D.L.R. <sup>a</sup> Perimètre
<u>-biologique:</u>			
végétation	34%	0,076	I.R.L. <sup>b</sup>
invertébrés	52%	0,063	% de gastéropodes diversité du benthos

\* Probabilité significative ( $P < 0,05$ ) du coefficient de corrélation partielle

a: Développement des lignes de rivage

b: Indice du recouvrement latéral

aspects physiques et biologiques des milieux, il semble qu'elle soit mieux exprimée par les caractéristiques morphométriques des milieux.

### 10.2 Morphométrie et structure biologique

Les caractéristiques morphométriques déterminent, dans une certaine mesure, les conditions biologiques du marais. Ainsi, la pente du fond de l'étang régira l'établissement et la densité des plantes émergentes. De même, un développement des lignes de rivage plus accentué facilitera la colonisation des macrophytes émergents.

Nous avons déterminé, au chapitre précédent, que les couvées utilisaient davantage les milieux de 0,5 à 2,0 ha. de superficie dont l'indice du développement des lignes de rivage est égal ou supérieur à 1,5. Ce serait là la structure physique optimale pour les couvées. Il est intéressant de voir si à cette structure physique optimale correspond une structure biologique particulière. Nous avons donc comparé la moyenne des paramètres environnementaux retenus par les analyses univariées dans ces habitats physiques optimaux à celle des autres milieux (tableau XXII). On constate par rapport à la superficie que la biomasse ( $P < 0,001$ ), la qualité de la zone d'élevage ( $P < 0,01$ ), l'indice du recouvrement latéral ( $P < 0,05$ ), l'abondance relative des Insectes, des Diptères et des

RELATION ENTRE CERTAINES CARACTERISTIQUES MORPHOMETRIQUES ET LES  
AUTRES PARAMETRES ENVIRONNEMENTAUX DES MILIEUX ETUDIES DE LA REGION  
DU LAC SAINT-PIERRE, ETE 1982 ET 1983.

<u>PARAMETRE</u>	<u>SUPERFICIE</u> (0,5-2,0 ha.)	<u>D.L.R.</u> ( 1,5)
COMPARAISON DES MOYENNNES (valeur du T ou Z)		
Conductivité <sup>a</sup>	-0,56	-1,89*
plantes émerg.-eau <sup>b</sup>	-2,56	-0,09
I.R.L. <sup>a</sup>	2,07*	1,79
densité pl. émerg. <sup>a</sup>	-1,28	0,63
biomasse pl. émerg. <sup>a</sup>	-5,57***	F
Ind. Qual. Zone d'El. <sup>b</sup>	-2,51**	0,27
% insectes benth. <sup>a</sup>	-5,26***	F
% insectes nect. <sup>a</sup>	-1,54	-1,07
% gasterop. nect. <sup>a</sup>	1,63	F
% dipteres benth. <sup>a</sup>	-4,79***	-0,72
% chironom. benth. <sup>a</sup>	-4,69***	F
densité benth. <sup>a</sup>	F	F
diversité nect. <sup>b</sup>	1,43	2,07*
diversité benth. <sup>b</sup>	2,22*	3,06*
disponibilité nect. <sup>a</sup>	1,30	1,74
perimètre <sup>a</sup>	-2,34*	F
pente du fond <sup>a</sup>	F	-1,98*
pente du terrain péri. <sup>a</sup>	-2,88**	-0,51

(\*): P 0,05

(\*\*): P 0,01

(\*\*\*): P 0,001

a: test de student

b: test de U-Man Whitney

F; rejet du test de comparaison des variances.

chironomides de la faune benthique ( $P < 0,001$ ) sont différents. La conductivité ( $P < 0,05$ ), la diversité de la faune benthique et nectonique sont également différentes en regard du développement des lignes de rivage. Il semble donc correspondre, aux milieux de 0,5 à 2,0 ha. avec indice de DLR égal ou supérieur à 1,5, une structure biologique optimale en densité et en répartition de la végétation émergente et des invertébrés aquatiques. Ces milieux pourraient constituer l'habitat d'élevage optimal en terme de disponibilité des couverts de fuite et des ressources alimentaires. De plus, on constate que le périmètre est également différent dans ces milieux ( $P < 0,05$ ). Patterson (1972, 1976) ainsi que Mack et Flake (1980) considèrent que la densité des couvées est dépendante du périmètre.

#### Conclusion

Nous avons déterminé que la sélection de l'habitat d'élevage est influencée par l'aspect physique et biologique des marais. La morphométrie des milieux semble cependant mieux exprimé l'utilisation des milieux. On peut expliquer ceci par le fait que la morphométrie conditionne dans une large mesure les paramètres biologiques du milieu.

Nos résultats révèlent l'existence d'une structure d'habitat d'élevage optimale. Dans ces milieux de 0,5 à 2,0

ha. de superficie, les conditions environnementales présentes tant physiques que biologiques offrent aux couvées un bon couvert de protection (végétation émergente) et des ressources alimentaires adéquates (invertébrés aquatiques). Cependant, compte tenu du peu de milieux de plus de 3,0 ha. à l'étude et du caractère exceptionnel de certains des sites étudiés (bassin de traitement des eaux usées), davantage d'expertise nous semble nécessaire avant de conclure sur l'existence de cette structure optimale d'habitat d'élevage.

## CHAPITRE XI

### MODELE PREVISIONNEL DE LA SELECTION ET DE L'UTILISATION DES HABITATS D'ELEVAGE

#### Introduction

Nous avons déterminé, à partir d'un ensemble de paramètres biophysiques caractérisant les milieux étudiés, les principaux éléments environnementaux qui se révèlent les meilleurs critères ou descripteurs de la sélection des habitats d'élevage. A cette dernière étape de notre analyse nous avons vérifié dans un premier temps comment ces descripteurs environnementaux peuvent différencier entre les milieux utilisés et ceux inutilisés comme habitat d'élevage. Dans un deuxième temps nous avons voulu savoir si ces mêmes descripteurs peuvent prédire le degré d'utilisation des milieux par les couvées.

Un des objectifs principaux de notre recherche est d'élaborer un modèle d'évaluation des habitats d'élevage qui soit à la fois simple et rapide d'utilisation. Nous avons donc éliminé de nos analyses subséquentes tous les paramètres relatifs aux invertébrés aquatiques. La grande variation spatio-temporelle des peuplements de même que les efforts et le temps nécessaires lors des échantillonnages, du tri et de l'identification des organismes, justifient cet abandon. De plus, nos résultats ont démontré que les caractéristiques morphométriques exprimaient mieux l'utilisation des milieux par les couvées.

#### 11.1 Modèle prévisionnel de la sélection des habitats d'élevage

Nous avons utilisé un test statistique multivarié, soit l'analyse discriminante, afin de déterminer comment les variables retenues différencient entre un milieu utilisé et un autre inutilisé par les couvées (tableau XXIII). Le périmètre, le développement des lignes de rivage (DLR) et l'indice du recouvrement latéral (IRL) permettent d'atteindre à l'étape 1 une puissance discriminante significative de 79,3% ( $P < 0,001$ ). Si l'on ajoute à ces paramètres la conductivité de l'eau (étape 2), qui vient rendre compte de la fertilité biologique des milieux, le modèle est amélioré et atteint une puissance discriminante significative de 93,1% ( $P < 0,001$ ). Il est à



TABLEAU XXIII

RESULTAT DE L'ANALYSE DISCRIMINANTE DU MODELE PREVISIONNEL DE LA SELECTION  
DES HABITATS D'ELEVAGE CHEZ LES CANARDS BARBOTEURS.

<u>ETAPE DE</u> <u>L'ANALYSE</u>	<u>PARAMETRES</u>	<u>WILKS</u> <u>LAMBDA</u>	<u>P</u>	<u>% DE</u> <u>DISCRIMINANCE</u>	<u>P</u>
1	IRL	0,6087	0,0016	79,3	0,0008
	Périmètre	0,6577	0,0009		
	DLR	0,5674	0,0024		
2	Conductivité	0,5849	0,0009	93,1	0,0013
	IRL	0,5406	0,0013		
	Périmètre	0,6577	0,0009		
	DLR	0,5264	0,100*		
3	Conductivité	0,5849	0,0009	93,1	0,0013
	IRL	0,5406	0,0013		
	Périmètre	0,6577	0,0009		

(\*) probabilité non significative

remarquer que le développement des lignes de rivage n'a pas été retenu (étape 3) par le modèle à cause d'une probabilité non significative.

Ainsi, sur la base des 3 paramètres que nous avons identifiés comme étant les meilleurs descripteurs des habitats d'élevage, notre modèle permet de prédire, avec un pouvoir prévisionnel de 93,1%, l'utilisation ou la non-utilisation d'un milieu potentiel par les couvées. Ceci nous a amené à établir un modèle graphique d'évaluation du potentiel des habitats pour les couvées (figure 28). Ce modèle ne s'applique qu'aux marais fermés et de petites superficies. La zone hachurée, à l'intérieur de la boîte (modèle), illustre les valeurs des variables pour lesquelles il y aura présence de couvée.

Nous avons comparé ensuite nos résultats à ceux de Mack et Flake (1980) ainsi que Ringelman et Longcore (1982). Ces auteurs ont utilisé une approche et un traitement statistique semblables aux nôtres. Le tableau XXIV compare les paramètres retenus et le pourcentage de discriminance atteint. On constate d'abord qu'il existe une forte similitude au niveau des paramètres que les auteurs considèrent comme étant ceux définissant le mieux l'habitat d'élevage. Cela tendrait à indiquer l'existence d'une structure d'habitat d'élevage fixe,

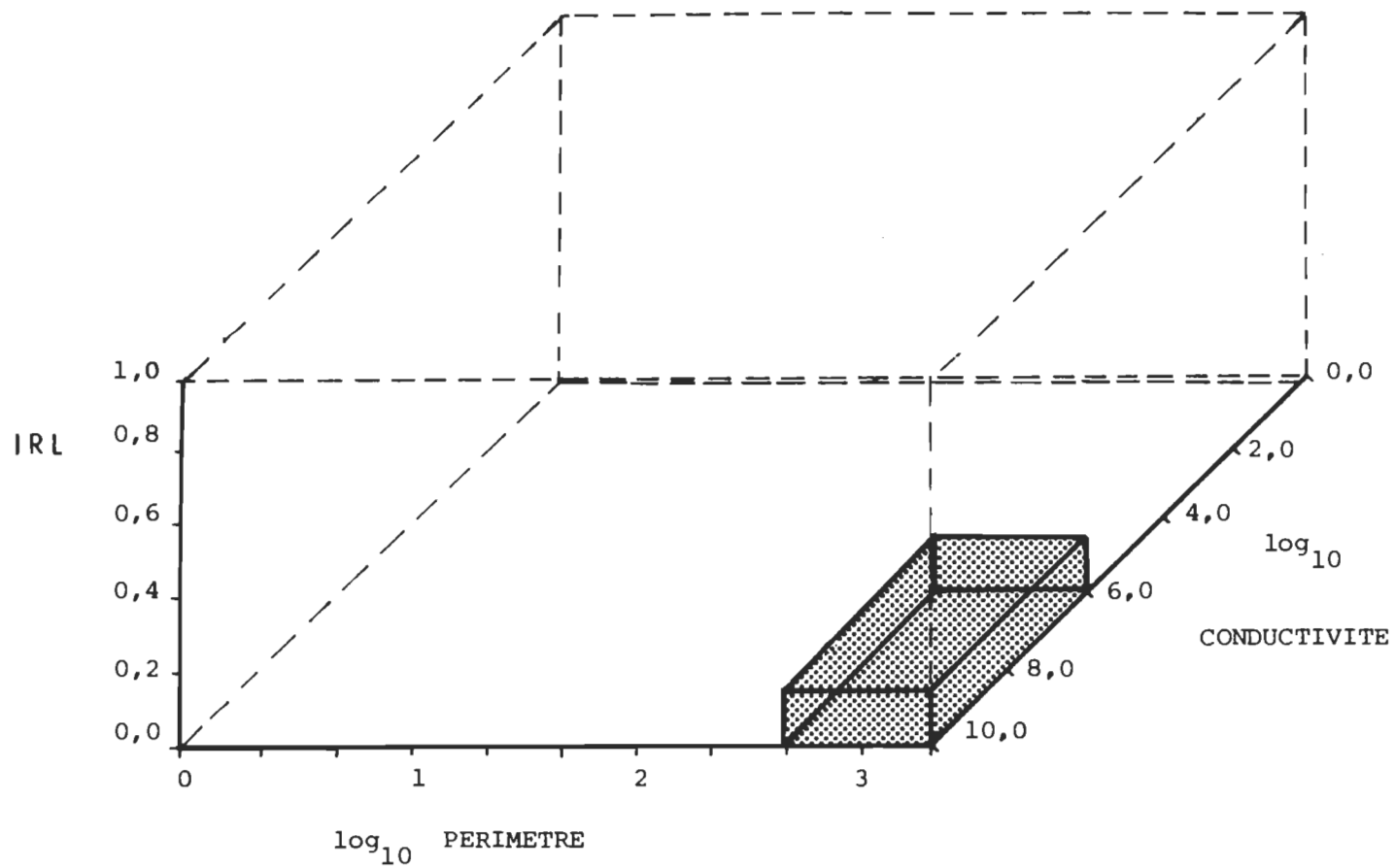


FIGURE 28 : Illustration graphique du modèle prévisionnel de la sélection des habitats d'élevage chez les canards barboteurs. La zone hachurée représente les valeurs des différents paramètres à partir desquelles on peut prédire la présence de couvée.

IRL: Indice du recouvrement latéral

TABLEAU XXIV

RÉSUMÉ DES ÉTUDES QUANTITATIVES PORTANT SUR LES STRUCTURES DES HABITATS  
D'ÉLEVAGE CHEZ LA SAUVAGINE

	<u>AUTEURS</u>		
	(MACK ET FLAKE) 1980	(RINGELMAN ET LONGCORE) 1982	Présent travail 1984
<u>VARIABLES</u>			
VÉGÉTATION ARBUSTIVE PÉRIPHÉRIQUE		+	
RATIO PLANTES ÉMERGÉES-EAU LIBRE	+	+	
RATIO PLANTES SUBMERGÉES-EAU LIBRE		+	
CONDUCTIVITÉ			+
RECOUVREMENT LATÉRAL			+
SUPERFICIE	+	+	(1)
DÉVELOPPEMENT DES LIGNES DE RIVAGE	+		(1)
PÉRIMÈTRE	+		+
<hr/>			
% DISCRIMINANCE:	90%	92%	93%
(P):	0,01	?	0,001

+; indique les variables  
retenues par l'auteur

(1): Variables retenues par l'auteur  
non incluses dans le modèle

similaire selon le lieu géographique, indépendante de la composition taxonomique de la végétation et des peuplements d'invertébrés aquatiques. En effet, nos travaux eurent lieu dans l'est du Canada, ceux de Mack et Flake (1980) dans le nord-ouest des Etats-Unis et ceux de Ringelman et Longcore (1982) dans le nord-est, dans l'Etat du Maine. Il est à noter que les espèces et la densité des anatinés présents sont différentes dans chaque étude.

Au niveau de la puissance discriminante, on constate encore là peu de différence du pourcentage atteint par chaque auteur. Nous croyons cependant que notre modèle est supérieur aux deux autres en raison de sa probabilité plus significative ( $P < 0,001$ ) que celle du modèle de Mack et Flake (1980) ( $P < 0,01$ ). De plus, l'analyse discriminante bien que suffisamment puissante pour accepter des variables non paramétriques, devient moins crédible en présence de telles variables (Green, 1979). Or, toutes les variables de notre modèle sont paramétriques. Nous avons exprimé, par la conductivité de l'eau, la fertilité biologique (végétation et invertébrés aquatiques) et par l'indice du recouvrement latéral, la proportion d'arbres ou d'arbustes bordant les milieux.

## 11.2 Modèle prévisionnel de l'utilisation des habitats d'élevage

La conductivité de l'eau, le périmètre et l'indice du recouvrement latéral permettent une bonne distinction de la qualité des habitats d'élevage. Nous avons maintenant voulu savoir comment ces variables pouvaient expliquer la variation de l'utilisation des milieux par les couvées. Cela correspond donc au pouvoir prévisionnel des variables à prédire l'utilisation des habitats d'élevage.

Nous avons établi une régression multiple basée sur les trois variables précédemment mentionnées. Cela nous a permis d'établir un modèle mathématique de l'utilisation des habitats d'élevage. Ce modèle est en fait l'équation de la régression multiple (tableau XXV).

Le modèle mathématique de l'utilisation des habitats d'élevage permet d'expliquer significativement 49,6% de la variation de l'utilisation par les couvées. Hobaugh et Teer (1981) avaient également utilisé la régression multiple lors de leurs travaux. Ils obtenaient 50% d'explication de la variation de l'utilisation de différents milieux par les couples de canards barboteurs. Si l'on tient compte strictement des milieux où des couvées furent observées, l'on obtient 77,1% d'explication de la variation de l'utilisation. Voici la formulation mathématique de ce modèle prévisionnel:

TABLEAU XXV

REGRESSION MULTIPLE DU MODELE PREVISIONNEL DE L'UTILISATION DES  
HABITATS D'ELEVAGE CHEZ LES CANARDS BARBOTEURS

ETAPE	VARIABLE	B	R <sup>2</sup>	F	P
A	Conductivité	-7,9	0,496	8,19	0,001
	IRL	12,1			
	Périmètre	-20,0			
	constante	108,8			
B	Conductivité	-0,3	0,771	7,85	0,012
	IRL	2,1			
	Périmètre	1,3			
	constante	-1,6			

A: Analyse portant sur l'ensemble des milieux étudiés

B: Analyse portant uniquement sur les milieux utilisés par les couvées

$y = Bx_N + \text{constante}$

$$\text{Nb de couvées/hectare} = \left[ \text{arc sin h} \left[ 0,3(\log_{10} \text{conductivité}) - 2,1(\text{IRL}) - 1,3(\log_{10} \text{Périmètre}) + 1,6 \right]^{-1} \right]^2$$

Il faut mentionner que ce modèle doit s'employer conjointement avec le modèle graphique illustré plus tôt. De plus, mentionnons que les transformations hyperboliques ou logarithmiques servent à la normalisation des variables.

Nous avons comparé, à la figure 29, l'utilisation en couvées réellement observées dans les milieux et celles estimées à l'aide du modèle prévisionnel. Si l'on met en relation les utilisations observées et celles estimées on obtient une relation significative ( $P < 0,05$ ). Le coefficient de régression de 0,5703 démontre bien la valeur de notre modèle et l'étroite relation entre les valeurs observées et celles estimées (figure 30). Notre modèle tend cependant à surestimer l'utilisation des habitats d'élevage comme l'illustre la figure 29. Les raisons pouvant expliquer cette surestimation du modèle seront discutées plus loin.

### 11.3 Modèles prévisionnels et utilisation des milieux par les couvées et les adultes

Nous avons déterminé, au chapitre V, que les couvées et les adultes en période estivale utilisaient sensiblement les mêmes milieux. Cela suppose donc que les exigences de ces deux



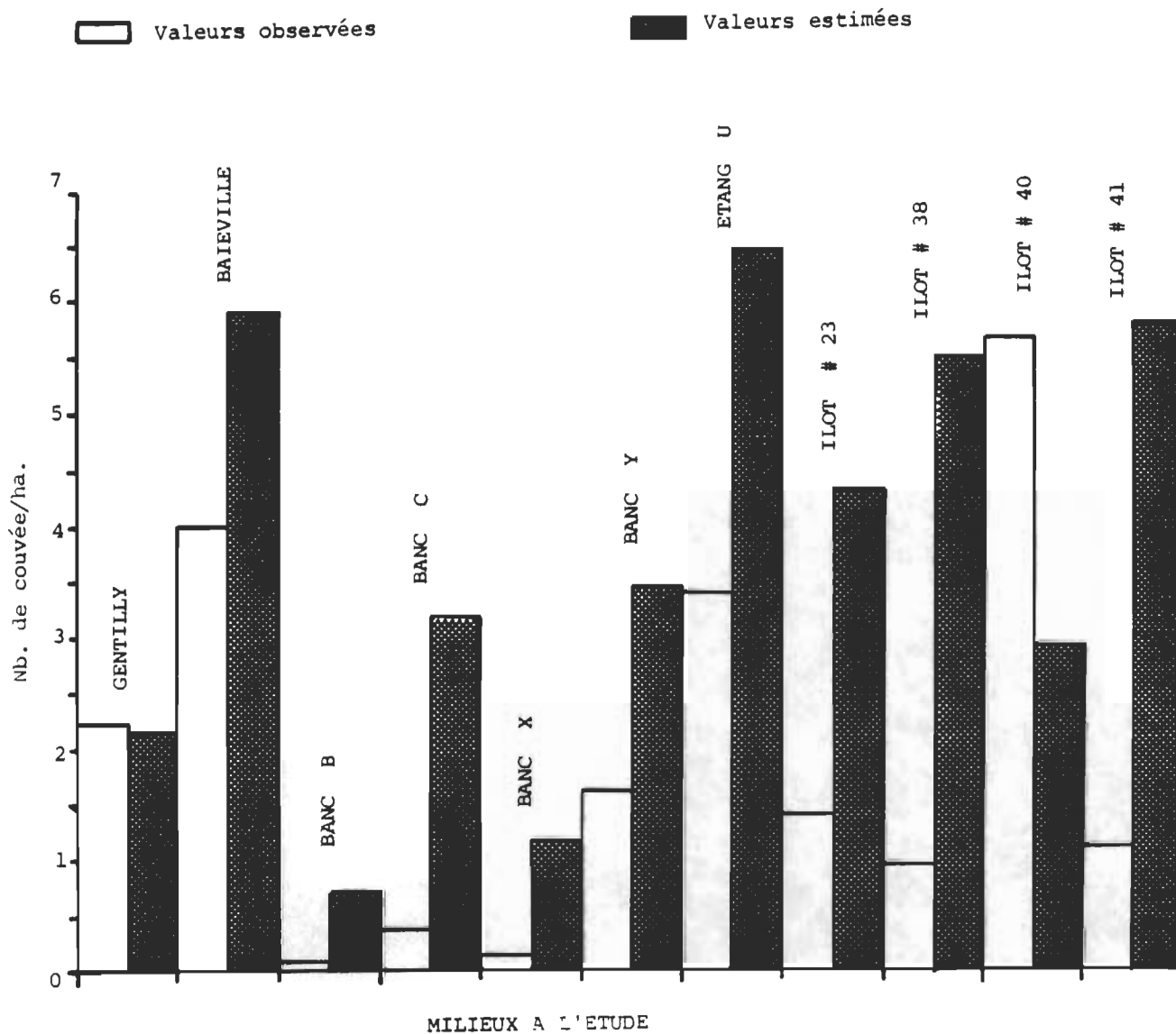


FIGURE 29: Comparaison entre le nombre de couvée par hectare observée dans les milieux étudiés et celui estimée à partir du modèle prévisionnel de l'utilisation des habitats d'élevage.

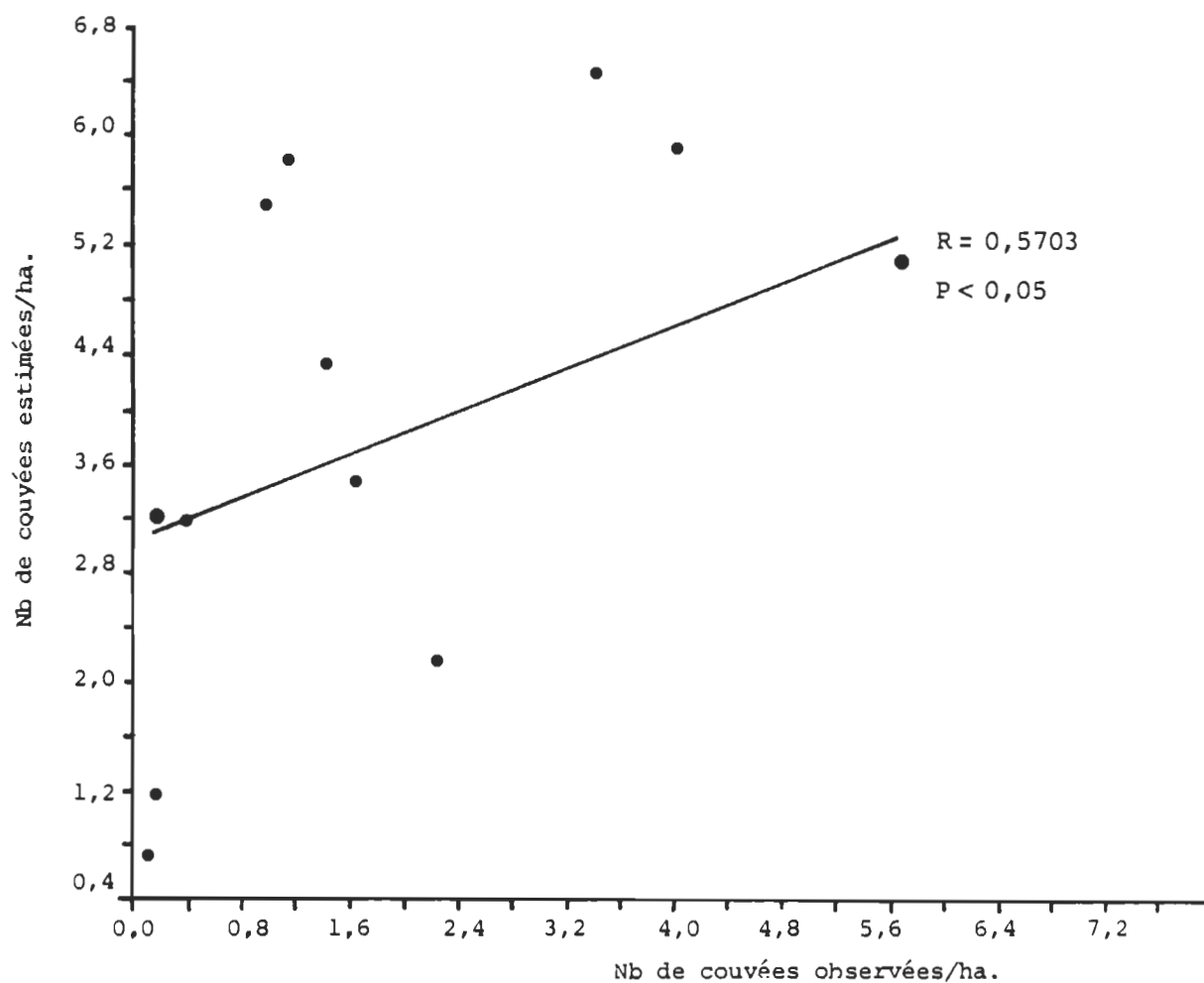


FIGURE 30 : Régression linéaire simple entre les valeurs observées et celles estimées du nombre de couvées par hectare dans les milieux étudiés de la région du lac Saint-Pierre, été 1982 et 1983.

groupes sont semblables. Ainsi, les modèles prévisionnels élaborés pour les couvées étaient susceptibles d'expliquer également la sélection et le degré d'utilisation des milieux par les adultes.

La conductivité de l'eau, l'indice du recouvrement latéral et le périmètre permettent de prédire avec une puissance discriminante significative ( $P < 0,001$ ) de 90,2% la sélection des milieux par les adultes (Tableau XXVI). De plus, 62,3% de la variation de l'utilisation des milieux par les adultes est expliquée significativement ( $P < 0,0001$ ) par notre modèle prévisionnel de la production des habitats d'élevage (tableau XXVI). Uniquement dans les milieux où des adultes furent observés, ce pourcentage n'est que de 50,7%. Cette baisse du pouvoir prévisionnel signifie que la sélection des milieux chez les adultes est beaucoup moins spécifique. La plus grande mobilité des adultes comparativement aux couvées favorise l'utilisation de plus de milieux.

La figure 31 compare l'utilisation observées et estimées des milieux par les adultes. On obtient un coefficient de régression significatif de 0,6634, démontrant la forte similitude entre ces variables et la puissance du modèle (figure 32).

TABLEAU XXVI

REGRESSION MULTIPLE DU MODELE PREVISIONNEL DE L'UTILISATION DES MILIEUX PAR LES CANARDS BARBOTEURS ADULTES EN PERIODE ESTIVALE.

ETAPE	VARIABLE	B	R <sup>2</sup>	F	P	% de discriminance	P
A	Conductivité	-10,8	0,623	13,8	0,0001	90,2	0,001
	IRL	14,0					
	Périmètre	-16,2					
	constante	116,0					
B	Conductivité	-2,62	0,507	3,4	0,05	90,2	0,001
	IRL	27,8					
	Périmètre	-4,7					
	constante	30,7					

A: Analyse portant sur l'ensemble des milieux étudiés

B: Analyse portant uniquement sur les milieux utilisés par les adultes

$$y = Bx_n + \text{constante}$$

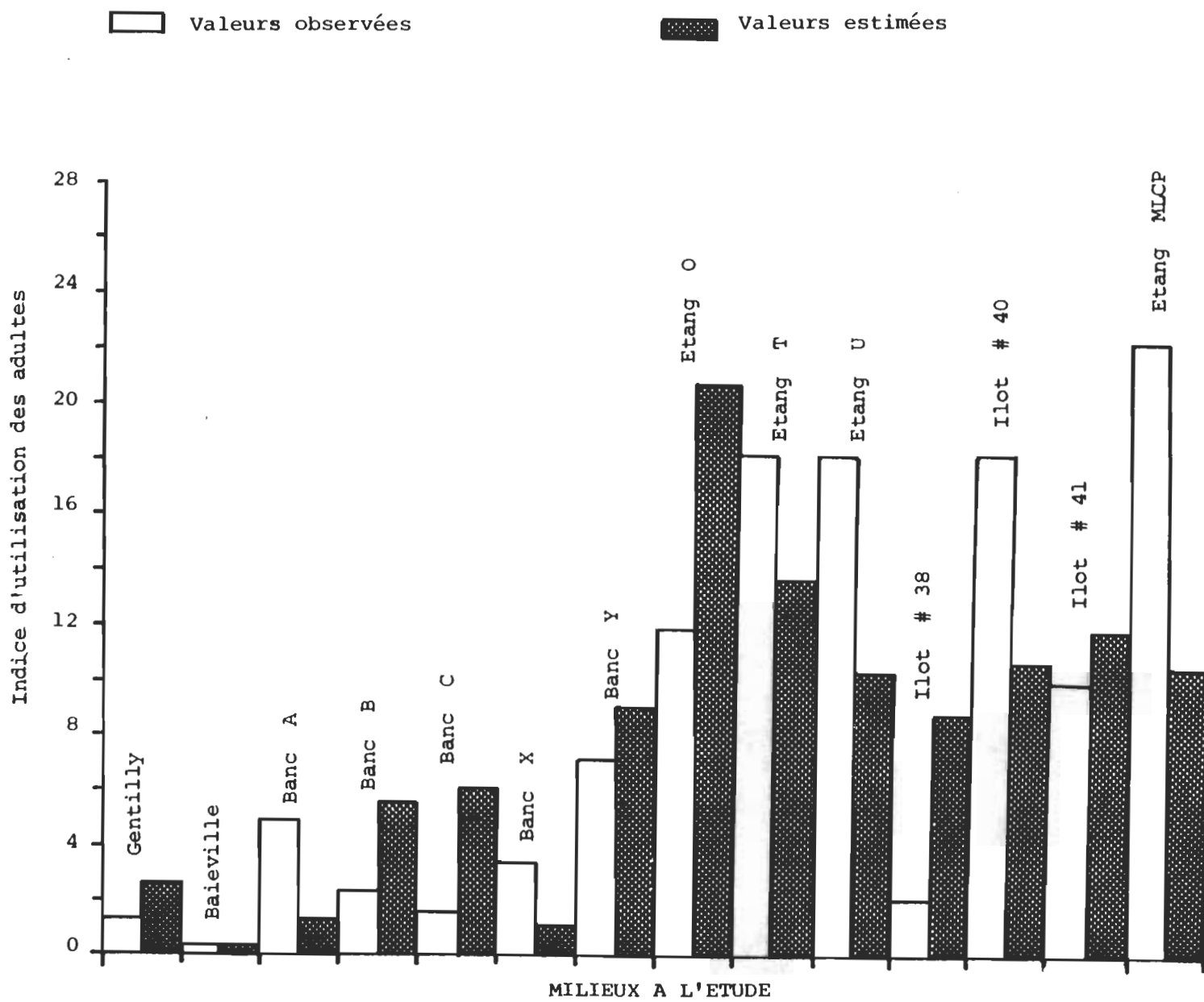


FIGURE 31 : Comparaison entre l'indice d'utilisation des milieux par les adultes observé et celui estimé à partir du modèle prévisionnel.

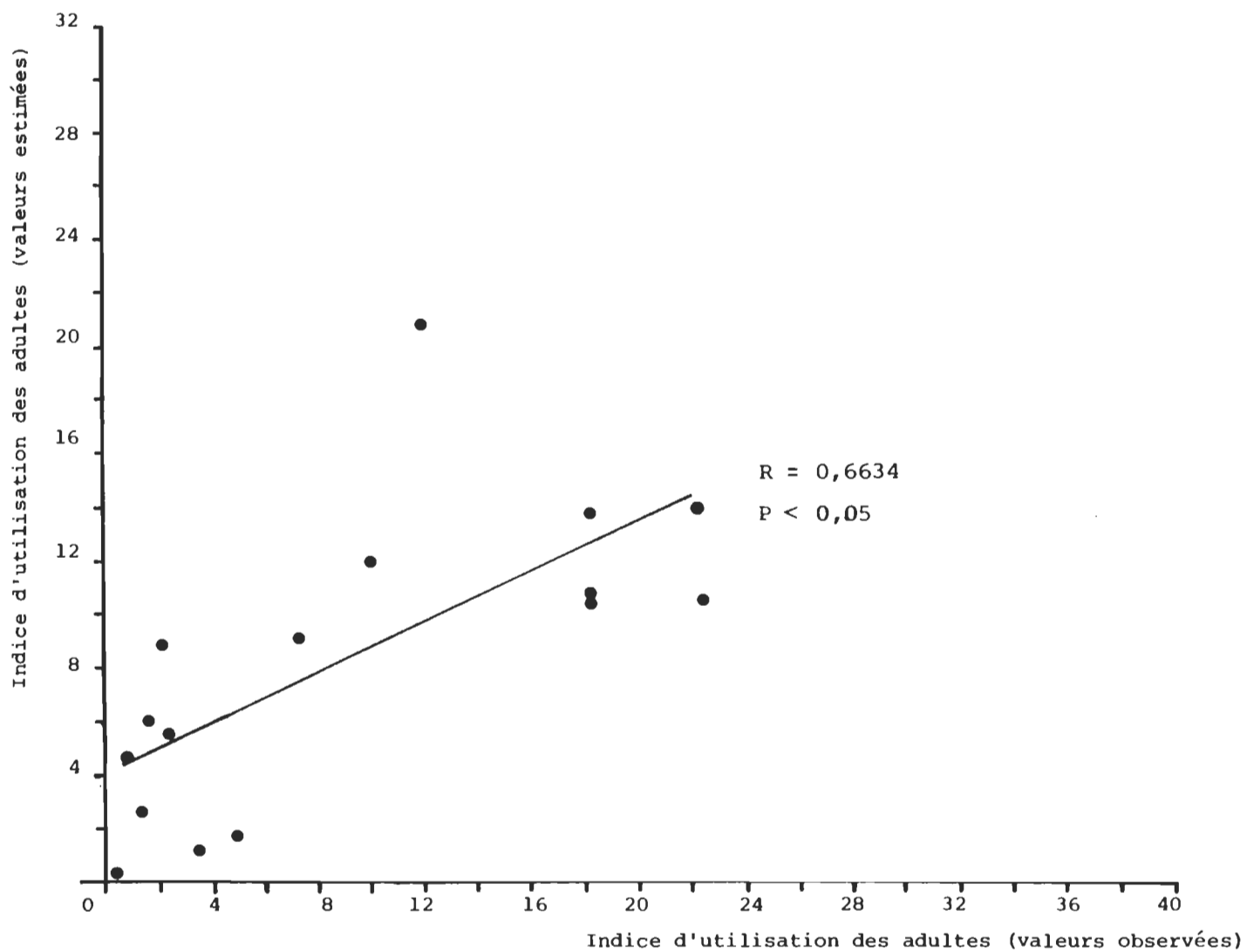


FIGURE 32 : Régression linéaire simple entre les valeurs observées et celles estimées de l'utilisation des milieux par les adultes en période estivale (Indice d'utilisation de Joyner (1980) normalisé par une transformation hyperbolique)

D'une manière générale, les modèles prévisionnels élaborés pour les couvées s'appliquent également aux adultes en période estivale. Ceci confirme la similitude des exigences environnementales des deux groupes.

#### Conclusion

Nos résultats suggèrent l'existence d'une structure d'habitat d'élevage précise. Cette structure est indépendante de la région d'étude et de la composition taxonomique de la végétation.

La conductivité de l'eau, le périmètre et l'indice du recouvrement latéral permettent de prédire la sélection et l'utilisation des habitats d'élevage. Les modèles prévisionnels s'appliquent également à l'utilisation des milieux par les adultes en période estivale.

## CHAPITRE XII

### SYNTHESE, CONCLUSIONS ET APERCU DE RECHERCHE

#### 12.1 Synthèse et conclusions

La sélection de l'habitat d'élevage est fonction des paramètres environnementaux (Mack et Flake, 1980). De plus, cette sélection est active (Talent et al., 1982), entraînant des déplacements de la couvée (Ringelman et Longcore, 1982). Au cours de nos deux saisons d'échantillonnage les mêmes espèces et le même nombre de couvées furent observées (tableau XXVII). Il s'est avéré également que les couvées avaient utilisé sensiblement les mêmes milieux et ce avec un même degré d'utilisation. Nous avons d'ailleurs pu établir une relation significative entre les indices d'utilisation des milieux en 1982 et 1983. Enfin, les couvées n'ont pas utilisé les



TABLEAU XXVII

RELATION ENTRE LES RÉSULTATS DES INVENTAIRES DE COUVÉES DE 1982  
ET DE 1983 DANS LES MILIEUX ÉTUDIÉS AU LAC SAINT-PIERRE .

<u>VARIABLES</u>	<u>TESTS STATISTIQUES</u>		
	r	p <sup>a</sup>	p <sup>b</sup>
NOMBRE D'ESPÈCES	-	-	(P > 0,50)
% DE PRÉSENCE DES ESPÈCES	0,8408	(P < 0,01)	-
NOMBRE DE MILIEUX UTILISÉS	-	-	(P > 0,10)
INDICE D'UTILISATION DES MILIEUX	0,5589	(P < 0,001)	-

a: corrélation linéaire simple et régression de Pearson

b: test de différence de proportion (Zar, 1974).

différents types de milieu selon leur disponibilité. L'ensemble de ces résultats tend à confirmer l'existence d'une sélection des habitats d'élevage.

Les travaux de Patterson (1972, 1976) ont démontré que les exigences environnementales des couvées sont distinctes de celles de tout autre stade du cycle vital des anatins. Le modèle théorique de ce même auteur suggère que la sélection de l'habitat d'élevage est dépendante tant de l'aspect physique que de l'aspect biologique des marais. Nos résultats ont révélé que la conductivité de l'eau est un bon descripteur de l'utilisation des milieux par les couvées (figure 33). Cette même utilisation est indépendante de la taxonomie, de la densité et de la physionomie végétale mais est influencée par la répartition des plantes aquatiques et terrestres (figure 34). Les couvées sont davantage présentes dans les milieux les plus riches en invertébrés aquatiques que ce soit en terme de qualité protéinique (chironomidae), d'abondance ou de diversité des proies, ces trois éléments étant interreliés (figure 35). Les caractéristiques morphométriques des milieux se sont avérées de bons descripteurs de l'utilisation des habitats d'élevage (figure 36). Les milieux variant de 0,5 à 2,0 ha. et ceux avec un indice du développement des lignes de rivage supérieur à 1,5 semblent être les plus productifs en terme de

PHYSICO-CHIMIE ET GRANULOMÉTRIE

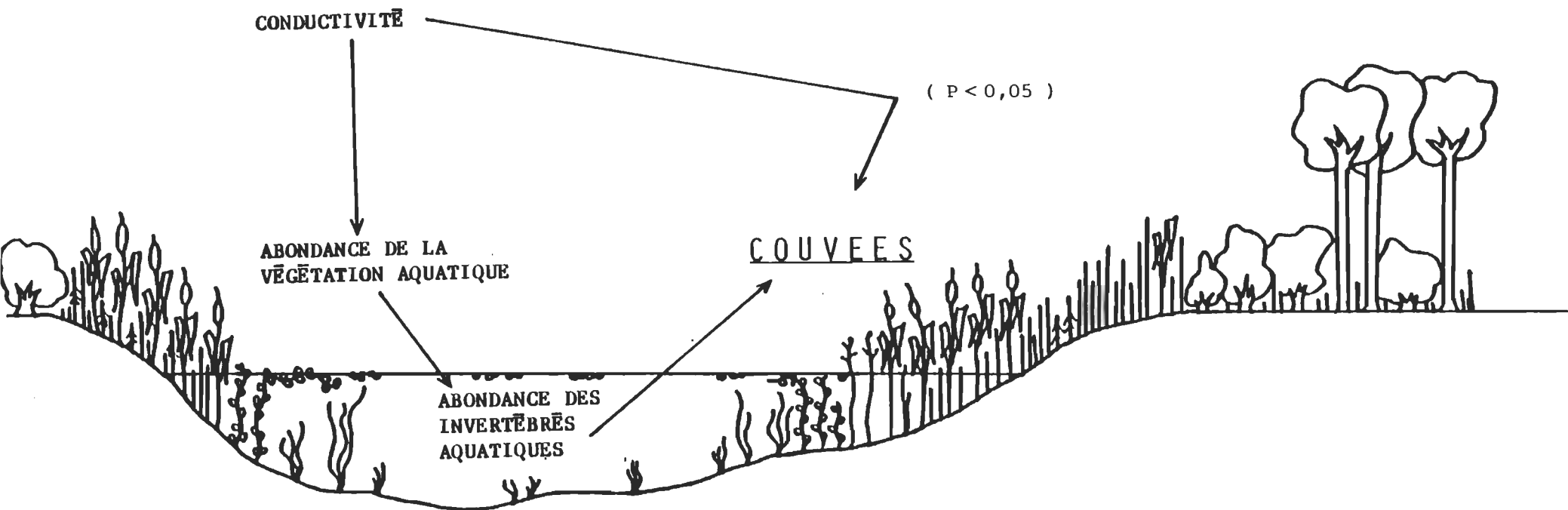


Figure 33: Synthèse: Physico-chimie et granulométrie

**SYNTHÈSE : VÉGÉTATION**

TERRESTRE

AQUATIQUE ÉMERGÉE

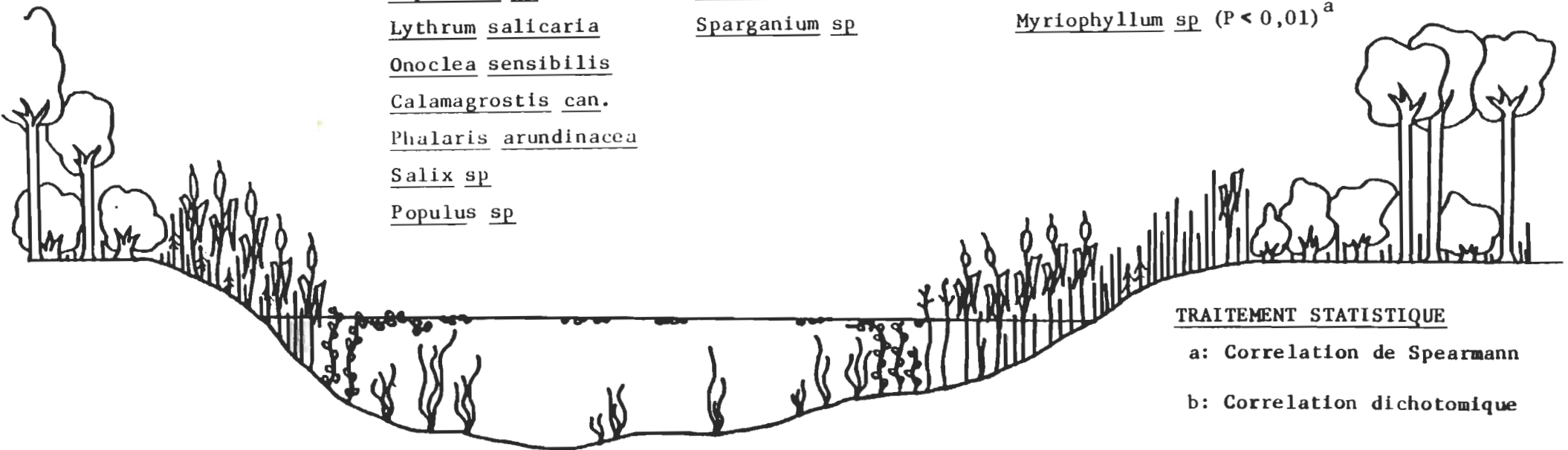
AQUATIQUE SUBMERGÉE

TAXONOMIE

- Asclepias syriaca
- Impatiens sp
- Lythrum salicaria
- Onoclea sensibilis
- Calamagrostis can.
- Phalaris arundinacea
- Salix sp
- Populus sp

- Typha sp
- Sagittaria sp
- Sparganium sp

- Lemna minor
- Eleodea canadensis
- Myriophyllum sp (P < 0,01)<sup>a</sup>



TRAITEMENT STATISTIQUE

- a: Correlation de Spearman
- b: Correlation dichotomique

PHYSIONOMIE

nc

nc

nc

DIVERSITE

nc

nc

nc

REPARTITION

(P < 0,001)<sup>a</sup>

(P < 0,05)<sup>a,b</sup>

nc

Figure 34: Synthèse: Végétation

# INVERTÉBRÉS AQUATIQUES

## BENTHIQUES

Insectes: (P < 0,01)<sup>a</sup>  
 -Diptera: (P < 0,01)<sup>a</sup>  
     Chironomidae (P < 0,01)<sup>a</sup>  
 -Ephemeroptera

### Crustacés:

-Asellus sp  
 -Gammarus sp

### Gastéropodes

### Autres

## NECTONIQUES

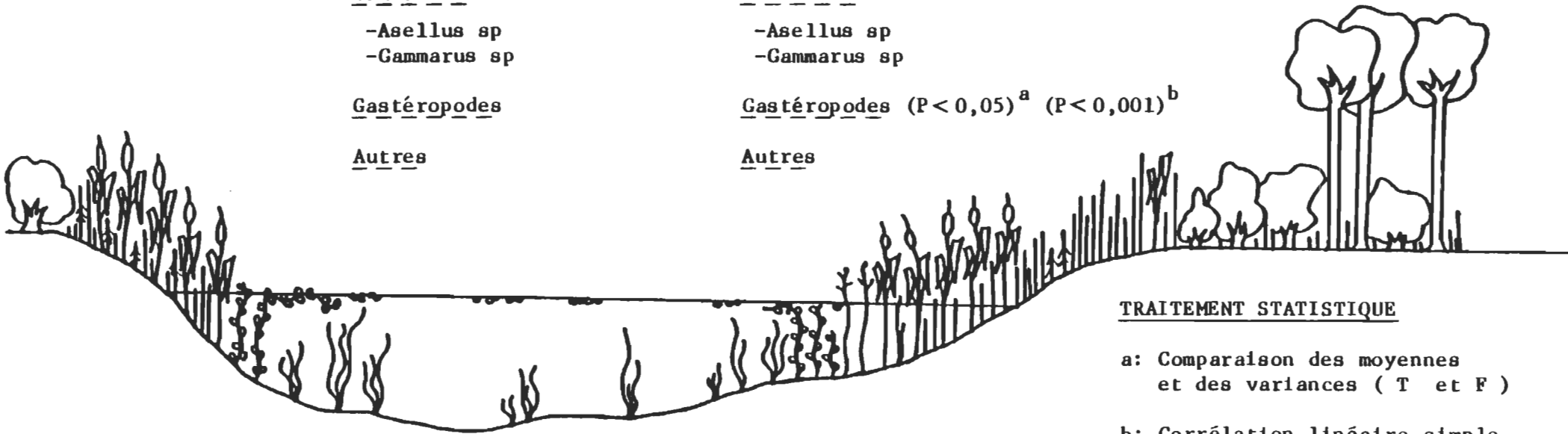
Insectes: (P < 0,05)<sup>a</sup>  
 -Hemiptera:  
     Corixidae  
 -Coleoptera

### Crustacés:

-Asellus sp  
 -Gammarus sp

Gastéropodes (P < 0,05)<sup>a</sup> (P < 0,001)<sup>b</sup>

### Autres



## TRAITEMENT STATISTIQUE

a: Comparaison des moyennes et des variances ( T et F )

b: Corrélacion linéaire simple de Pearson

Figure 35:  
 Synthèse;  
 Invertébrés  
 aquatiques

Densité (P < 0,01)<sup>a</sup>

Biomasse

Répartition

Diversité (P < 0,01)<sup>a</sup>  
 (P < 0,001)<sup>b</sup>

Disponibilité

Densité

Biomasse

Répartition

Diversité (P < 0,05)<sup>a</sup>

Disponibilité (P < 0,05)<sup>b</sup>

## MORPHOMÉTRIE

SUPERFICIE ( $P < 0,01$ )<sup>a</sup>

PÉRIMÈTRE ( $P < 0,01$ )<sup>a</sup>

DÉVELOPPEMENT DES LIGNES DE RIVAGE ( $P < 0,001$ )<sup>a</sup>

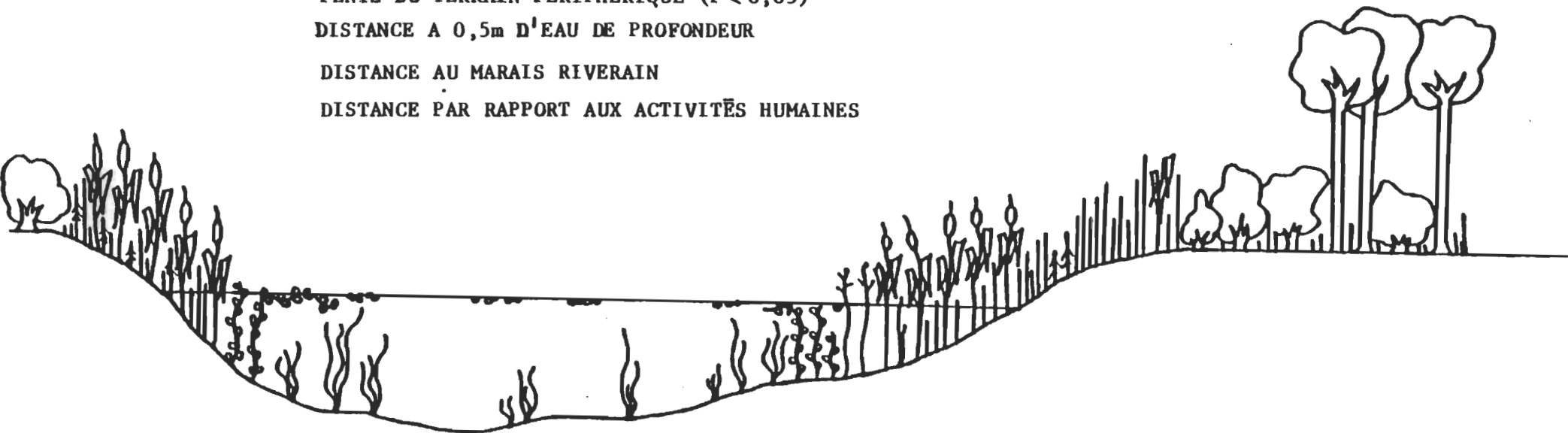
PENTE DU FOND ( $P < 0,05$ )<sup>b</sup>

PENTE DU TERRAIN PÉRIPHÉRIQUE ( $P < 0,05$ )<sup>a</sup>

DISTANCE A 0,5m D'EAU DE PROFONDEUR

DISTANCE AU MARAIS RIVERAIN

DISTANCE PAR RAPPORT AUX ACTIVITÉS HUMAINES



### TRAITEMENT STATISTIQUE

a: Corrélation linéaire simple de Pearson

b: Corrélation partielle

Figure 36: Synthèse: Morphométrie

couvée. Enfin, les couvées semblent tolérantes face à un certain degré de perturbation humaine (routes principales).

Nous avons déterminé, à l'aide de régressions multiples, que la sélection de l'habitat d'élevage était autant influencé par l'aspect physique que l'aspect biologique des marais. Ce résultat confirme les travaux de Patterson (1976). Nous avons, par contre, mis en évidence que la morphométrie des milieux était un meilleur descripteur de la sélection de l'habitat d'élevage que les paramètres taxonomiques ou biologiques, exprimant significativement l'utilisation des milieux par les couvées.

Nos résultats suggèrent l'existence d'une structure d'habitat d'élevage précise. Cette structure s'exprimerait par la conductivité de l'eau, le recouvrement latéral et le périmètre des milieux. Ces caractéristiques environnementales rendent compte de la dépendance des couvées en couvert de protection et en ressources alimentaires. Différentes études, réalisées aux Etats-Unis, confirment l'existence de cette structure d'habitat d'élevage.

Nous avons élaboré, sur la base des trois paramètres précédemment cités, deux modèles prévisionnels de la sélection des habitats d'élevage. Le premier modèle permet d'atteindre une puissance discriminante de 93,1% entre un milieu utilisé et un milieu non utilisé par les couvées. Une représentation graphique a été réalisé à partir de ce modèle afin d'en faciliter l'utilisation.

Nous avons également formulé, à l'aide d'une régression multiple, un deuxième modèle prévisionnel de l'utilisation des milieux par les couvées. Ce modèle, qui est en fonction de la conductivité de l'eau, du recouvrement latéral et du périmètre des marais, utilisé en complément du précédent, permet d'expliquer significativement 77,2% de la variation de l'utilisation des milieux par les couvées. Utilisé seul, il explique 49,6% de cette variation.

Enfin, nous avons démontré que les couvées et les adultes sélectionnaient les mêmes milieux en période estivale et que les exigences environnementales étaient semblables chez les deux groupes. Les modèles prévisionnels élaborés pour les couvées expliquent significativement l'utilisation des milieux par les adultes.

## 12.2 Aperçu de recherche

On peut définir la recherche scientifique, en écologie,



comme un exercice où l'on débute par une hypothèse ou question initiale pour en arriver à un résultat suscitant lui même d'autres questions ou réflexions. Dans cet ordre d'idée, on peut se demander d'une part pourquoi nous n'obtenons pas des modèles prévisionnels parfaits (100%) et d'autre part comment on pourrait améliorer ces modèles pour en arriver à un meilleur rendement.

Il est possible que certains paramètres environnementaux n'apparaissant pas dans notre étude puissent également régir ou être élément descripteur de la sélection de l'habitat d'élevage. De même, le fait de considérer les relations faune-habitat d'une façon linéaire peut amener une diminution du pouvoir prévisionnel. La limitation de ce pouvoir peut également découler du comportement d'erreur ou d'apprentissage de l'animal lui-même face au comportement fixé de l'espèce ainsi que des légères différences d'exigences environnementales de chaque espèce formant la guilde des canards barboteurs. Enfin, et c'est là le tendon d'Achille de toute étude de sélection de l'habitat en milieu naturel, aucun facteur écologique ne peut être contrôlé, particulièrement le niveau de densité de la population animale à l'étude. Cela entraîne inévitablement une sur- ou sous-évaluation des modèles.

L'amélioration du niveau de précision ou de mesure des paramètres de l'habitat est susceptible d'améliorer le pouvoir prévisionnel des modèles proposés. Ainsi, la détermination de la concentration dans l'eau de sels dissous, tels les nitrates ou phosphates, pourrait amener de meilleurs résultats qu'une simple mesure de la conductivité de l'eau en raison du rôle précis de ces sels dans la prolifération des végétaux aquatiques. L'introduction et/ou la quantification de certains paramètres environnementaux, telle la végétation émergente et submergée, l'effort de prédation, etc. pourraient également perfectionner les modèles. Enfin, l'application des modèles à d'autres types de milieu ou à des milieux où certains paramètres seraient constants (même superficie par exemple) permettrait le raffinement du pouvoir prévisionnel de ceux-ci.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Agostino, R.B., 1971. An omnibus test of normality for moderate and large sample.- *Biometrika* 58:341-348.
- Anderson, M.G. et J.B. Low, 1976. Use of sago pondweed by waterfowl of the Delta Marsh Manitoba.- *J. Wildl. Manage* 40(2):233-242.
- Anscombe, F.J., 1948. The transformation of Poisson, Binomial and negative Binomial data.- *Biometrika* 35: 246-254.
- ARDA, 1968. Possibilités des terres pour la faune-sauvagine.- *Trois-Rivières* 31 I, Arda, Inventaire des terres du Canada, carte 1:250 000.
- Baldassare, G.A. et L.E. Nauman, 1981. Factors affecting waterfowl use and production on made-man flowages in Central Wisconsin.- *Trans. of the Wisconsin Acad. of Sci., Arts and Let.*- vol. 69, p.4-14.
- Ball, I.J., 1973. Ecology of duck broods in a forested region of north-central Minnesota.- Thèse de doctorat à l'Université Minnesota, 67p.
- Baillargeon, G., 1982. La statistique et l'ordinateur.- Presses de l'Université du Québec, Montréal, 195p.
- Barnes, H., 1952. The use of transformations in marine biological studies.- *J. Conseil Perm. Int. Expl. Mer.* 18:61-71.
- Bartlett, M.S., 1936. The square root transformation in analysis of variance.- *J. Roy. Statist. Soc. Suppl.* 3:68-73.

- Bartlett, M.S., 1947. The use of transformations.- *Biometrika* 3:39-52.
- Bartonek, J.C., 1972. Summer foods of American Widgeon, Mallards and Green-winged Teal near Great Slave lake NWT.- *Can. Field. Nat.* 86(4):373-376.
- Beard, E.B., 1964. Duck brood behavior at the Seney National Wildlife refuge.- *J. Wildl. Manage* 28:492-521.
- Beccher, W.S., 1942. Nesting birds and vegetative substrate.- Chicago Ornithological Society, Chicago IL., 69p.
- Bélanger, L., 1982. Observations de canards dans cinq types de milieu dans la région du lac Saint-Pierre.- *Ducks Unlimited (Canada)*, 43p. (non-publié).
- Bélanger, L., 1983. Problématique de l'utilisation des marais artificiels dans le traitement des eaux usées et ses implications dans la gestion de la faune sauvagine: étude préliminaire.- *Min. Loisir, Chasse et Pêche, S.A.E.F., direction générale des Trois-Rivières*, 26p.
- Bélanger, L., P. Blanchette et R. Couture, 1984. Quantitative evaluation of habitat openness: wetland application.- *Soumis au J. Wildl. Manage* en novembre 1984.
- Bellrose, F.C., 1953. Housing for Wood ducks.- *Ill. Nat. Hist. Surv. Circ.* 45, 48p.
- Bellrose, F.C., 1980. *Ducks, Geese and Swans of North America*.- Stackpole book co., 540p.
- Bengston, S.A., 1971. Variation in clutch-size in ducks in relation

- to the food supply.- Ibis 113:523-526.
- Bishop, R.A., R.D. Andrews et C. Bridges, 1979. Marsh management and its relationship to vegetation, waterfowl and muskrats.- Proc. Iowa Acad. Sci. (2):50-56.
- Borror, D.J. et R.E. White, 1970. A field guide to the insects.- Petersen field guide series.- Houghton Mifflin Co., 404p.
- Borror, D.J., D.M. DeLong et C.A. Triplehorn, 1976. An introductory to the study of insects.- Holt, Rienhart and Winston ed., 852p.
- Bourbeau, D., 1981. Inventaire des nids de canards localisés sur les aménagements de la rive nord du lac Saint-Pierre.- Min. Loisir, Chasse et Pêche, S.A.E.F., direction générale des Trois-Rivières, 20p.
- Bourgeois, A., 1977. Quantitative analysis of American Woodcock nest and brood habitat.- Proc. Woodcock Symp. 6:109-118.
- Bourget, A., D. Lehoux et J. Rosa, 1977. Importance du Saint-Laurent pour la sauvagine.- Rapport soumis au Comité d'Etude sur le fleuve Saint-Laurent par le Service Canadien de la Faune, rap. tech. no. 2.
- Bouyoucos, G.J., 1927. The hydrometer as a method for the mechanical analysis of soils.- Soil Sci. 23:p343-353.
- Bouyoucos, G.J., 1936. Directions for making mechanical analysis of soil by the hydrometer method.-Soil. Sci. 32:225-228.
- Braun-blanquet, J., 1964. Plant sociology.- McGraw-Hill ed..
- Burington, R.S., 1965. Handbook of mathematical tables and formulas.- McGraw-Hill book co., 423p.

- Cain, A.J. et G.A. Harrison, 1958. An analysis of the taxonomist's judgment of affinity.- Proc. Zool. Soc. London 131:p85-98.
- Canfield, R.H., 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation.- J. For. 39(4):338-394.
- Cely, J.E., 1979. The ecology and distribution of banana waterlily and its utilization by canvasback ducks.- Proc. Am. Conf. S.E. Ass. Fish. and Wildl. Agencies 33:43-47.
- Champagne, Y., 1981. Cartographie de la végétation de la sablière de Maskinongé.- Canards Ill. (Canada).
- Cody, M.L., 1981. Habitat selection in birds: The roles of vegetation structure, competitors and productivity.- Bioscience 31(2):107-113.
- Collias, N.E. et E.C. Collias, 1963. Selective feeding by wild ducklings of different species.- Wilson Bull. 75:p6-14.
- Coon, R.N., 1977. Nesting habitat, fall migration and harvest characteristics of the American Woodcock in Pennsylvania.- These de maîtrise à l'université du Minnesota, Minneapolis, 104p.
- Cowardin L.M. et D.H. Johnson, 1979. Mathematics and Mallard management.- J. Wildl. Manage 43(1):18-35.
- Cummins, K.W. et J.C. Wuycheck, 1971. Caloric equivalents for investigations in ecological energetics.- Mitt. Int. Ver. Limnol. 18, 158p.
- Dajoz, R., 1975. Précis d'écologie.- ed. Gauthier-Villard, Paris, 549p.
- Danell, K., 1978. Use by muskrats of an area in Sweden containing

- highly differentiated habitats.- J. Wildl. Manage  
42(4):908-913.
- Danell, K. and K. Sjoberg, 1980. Foods of Wigeon, Teal, Mallard and  
Pintail during the summer in a northern swedish lake.- Swedish  
Wildl. Res. 11(3).
- Danell, K. and K. Sjoberg, 1977. Seasonal emergence of chironomids  
in relation to egg laying and hatching of ducks in a restored  
lake Northern Sweden.- Wildfowl 28:129-135.
- Daubenmire, R.F. et J.B. Daubenmire, 1968. Forest vegetation of  
eastern Washington and northern Idaho.- Wash. Agri. Exp. Stn.  
Tech. Bull. 60, 104p.
- Dirschl, H.J., 1963. Foods of Lesser Scaup and Blue-Winged Teal in  
the Saskatchewan, River Delta.- J. Wildl. Manage 33:77-87.
- Dodge, E.D. and B.L. Low, 1972. Logan lagoons good for ducks.- Utah  
Science:55-57.
- Dompierre, S., 1979. Elaboration d'une méthode statistique de  
classement des habitats d'automne de la bécasse d'Amérique.-  
Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Trois-Rivières,  
107p.
- Dornbush, J.N. et J.R. Anderson, 1964. Duck on the wastewater pond.-  
Water and sewage work 3(6):p271-276.
- Duebbert, H.F., 1982. Nesting of waterfowl on islands in lake  
Audubon, North Dakota.- Wildl. Soc. Bull. 10(8):232-237.
- Duebbert, H.F. and A.M. Frank, 1984. Value of prairie wetlands to  
duck broods.- Wildl. Soc. Bull. 12:27-34.

- Diwernychuk, W.L. and D.A. Boag, 1972. How vegetative cover protects duck nests from egg-eating birds.- J. Wildl. Manage 36(3):955-958.
- Ozubin, A. et J.B. Gollop, 1972. Aspects of Mallard breeding ecology in Canadian parkland and grassland.- p113-152 in Population ecology of migratory birds., Bureau Sport, Fish., Wildl., Wildl. Res. Rep. 2, 278p.
- Evans, C.D. et K.E. Black, 1956. Duck production studies on the prairie potholes of South Dakota.- U.S. Fish. Wildl. Serv., Spe. Rep. 32, 59p.
- Evrard, J.O., 1975. Waterfowl use of dug ponds in northwestern Wisconsin.- Wildl. Soc. Bull. 3(1):13-18.
- Farney, R.A. et T.A. Bookout, 1982. Vegetation changes in a lake Erie marsh (Winous point, Ottawa County, Ohio) during high water years.- Ohio J. Sci., 82(3):103-107.
- Filion, F.L. et S.A.D. Parker, 1984. Dimension humaine de la chasse aux oiseaux-gibier migrateurs au Canada.- Pub. hors-serie 51, SCF, Env. Can., 37p.
- Fuller, R.J. et D.E. Glue, 1980. Sewage works as bird habitats in Britain.- Biol. Conserv. 17:165-181.
- Gardarsson, A., 1979. Waterfowl populations of lake Myvath and recent changes in numbers and food habits.- Oikos 32(1-2):250-270.
- Giles, R.H., 1969. Wildlife Management techniques in Wildlife



- Management Techniques manual.- The Wildlife Society., 4 ed., Washington, 686p.
- Giroux, J.F., 1981. Use of artificial islands by nesting waterfowl in southeastern Alberta.- J. Wildl. Manage 45(3):668-679.
- Green, R.H., 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists.- Wiley Interscience Pub., Wiley and Sons.
- Guthery, F.S., S.M. Obenberger et F.A. Stormer, 1984. Predictors of site use by ducks on the Texas high plains.- Wildl. Soc. Bull. 12:35-40.
- Hair, J., 1980. in Wildlife management techniques manual.- The Wildlife Society, 4 ed., 686p.
- Hawkins, S., 1964. Mississippi Flyway.- in Linduska (1964), Waterfowl tomorrow, U.S. dept. of Interior, Bureau of Fish. Wildl., p185-207.
- Heintzelman, D.S., 1978. North American ducks, geese and swans.- Winchester press, 236p.
- Higgins, K.F., 1977. Duck nesting in intensively farmed area of north Dakota.- J. Wildl. Manage 41(2):p232-242.
- Hilden, D., 1965. Habitat selection in birds.- Ann. Zool. Fenn. 2:p53-75.
- Hobaugh, C.W. et J.G. Teer, 1981. Waterfowl use characteristics of flood-prevention lakes in north-central Texas.- J. Wildl. Manage 45(1):p16-26.
- Hochbaum, G.S. et E.F. Bossenmaier, 1971. Response of Pintails to

- improved breeding habitat in southern Manitoba.- Can. Field Nat. 86:p79-81.
- Hudson, M.S., 1983. Waterfowl production on three age-classes of stock ponds in Montana.- J. Wildl. Manage 47(1):p112-117.
- Jahn, L.R. et R.A. Hunt, 1964. Duck and Coot ecology and management in Wisconsin.- Wisconsin Conservation dept. tech. bull. 33:1-112.
- Jonhson, F.A. et F. Montalbano, 1984. Selection of plant communities by wintering waterfowl on lake Okeechobec, Florida.- J. Wildl. Manage 48(1):p174-178.
- Joyner, D.E., 1982. Abondance and availability of invertebrates in ponds in relation to dietary requierements of Mallards and blue-winged Teal at Luther marsh.- Ont. Field. Biol. 36(1):19-34.
- Joyner, D.E., 1980. Influence of invertebrates on pond selection by ducks in Ontario.- J. Wildl. Manage 44(3):p700-705.
- Kadlec, J.A., 1962. Effects of a drawdown on a waterfowl impoundment.- Ecology 43(2):p267-281.
- Kaminski, R.M. et H.H. Prince, 1981. Dabbling duck and aquatic macroinvertebrate responses to manipulated wetland habitat.- J. Wildl. Manage 45(1):p1-15
- Kaminski, R.M. et H.H. Prince, 1977. Nesting habitat of Canada geese in southeastern Michigan.- Wilson bull. 89(4):p523-531.
- Keith, L.B., 1961. A study of waterfowl ecology on small inpoundments in southeastern Alberta.- Wildl. Monog. 6:p1-88.

- Kennedy, D.D., 1974. Unusual nesting attempts by waterfowl in southern Illinois.- J. Wildl. Manage 38(4).
- Korthright, F.H., 1967. The ducks, geese and swans of north America.- Wildl. Manage Inst, 476p.
- Krapu, G.L., 1974. Foods of breeding pintails in North Dakota.- J. Wildl. Manage 38(3):p408-417.
- Krapu, G.L. et G.A. Swanson, 1975. Some nutritional aspects of reproduction in prairie nesting Pintails.- J. Wildl. Manage 39(1):p156-162.
- Krull, J.N., 1970. Aquatic plant-macroinvertebrate association and waterfowl.- J. Wildl. Manage 34(4):p707-718.
- Laforge, H., 1979. Analyse multivariée en sciences sociales et biologiques.- Presses de l'Université Laval, Québec, 450p.
- Laperle, M., 1974. Effects of water level fluctuation on duck breeding succes.- in Etudes sur les oiseaux aquatiques dans l'est du Canada, Environnement Canada, SCF, étude #29, édité par H. Boyd, 106p.
- Lebret, T., 1974. Environmental dynamics as a factor of the habitat of number of birds species.- Limosa 47(3-4):p100-121.
- Leitch, J.M., 1964. Water.- in Linduska J.P., Waterfowl tomorrow, Nelson ed. Washington D.C., p273-281.
- Legendre, L. et P. Legendre, 1979. Ecologie numérique, vol. 1 et 2.- Presses de l'Université du Québec et Massons & cie, 254p.
- Levy, E.B. et E.A. Madden, 1933. The point method of pasture analysis.- NZJ agric. 46(5):267-279.

- Lind, O.T., 1979. Handbook of common methods in Limnology.- CV Mosby Co., Saint-Louis, 199p.
- Lokemoen, J.T., 1973. Waterfowl production on stock-watering ponds in the northern plains.- J. Range Manage 26(3):p179-184.
- Lokemoen, J.T., 1971. Use of stock ponds by breeding waterfowl and others water birds in Stanley County, south Dakota.- South Dakota bird notes 23(2):34-36.
- Longcore, R.J. et J.K. Ringelman, 1977. Factors affecting waterfowl breeding density and productivity estimates in the northeast.- Trans. N.E. Sec. of the Wildl. Soc. 37:p169-181.
- Longcore, J.R. et J.K. Ringelman, 1980. Factors affecting waterfowl breeding density and productivity in the northeast.- Trans. N.E. Sec. of the Wildl. Soc., Fish. Wildl. Conf. 37:p169-181.
- Mack, G.D. et L.D. Flake, 1980. Habitat relationships of waterfowl broods on south Dakota ponds.- J. Wildl. Manage 44(3):p695-700.
- Mack, R.N. et D.A. Pyke, 1979. Mapping individual plants with a field-portable digitizer.- Ecology 60(3):p459-461.
- McArthur, R.H., 1964. Environmental factors affecting birds species.- Am. Nat. 98:p387-396.
- McCafferty, W.P., 1981. Aquatic entomology.- Science books int., 448p.
- McNamara, L.G., 1957. Potentials of small waterfowl areas.- 22th North America Wildlife Conf., p92-97.
- McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer, 1979. Water quality sourcebook; a guide to water quality parameters.- Env. Can.,

- Dir. Eaux Int., 88p.
- Min. Energie et Ressources, 1979. Photographies aériennes (1:20 000)  
311.- Min. Ener. Res.
- Min. Energie et Ressources, 1980. Photographies aériennes (1:20 000)  
311.- Min. Ener. Res.
- Min. Energie et Ressources, 1983. Mosaïque de photographies  
aériennes de la région du lac Saint-Pierre, (1:10 000), cartes  
no.1 à 3.- Min. Ener. Res.
- Min. Loisir, Chasse et Pêche, 1981. Aménagement et utilisation de la  
faune.- Min. Loisir, Chasse et Pêche, direction de la  
planification, répertoire des données.
- Min. Loisir, Chasse et Pêche, 1983. Plan directeur pour la  
conservation et la mise en valeur de la région du lac  
Saint-Pierre.- Min. Loisir, Chasse et Pêche, Québec, 119p.
- Moeller, H.S., 1975. Danish salt marsh communities of breeding birds  
in relation to different types of management.- *Ornis. Scand.*  
6:p125-133.
- Morisita, M., 1962. I-index, a mesure of dispersion of individuals.-  
*Res. Pop. Ecol., Kyoto Univ.* 4:p1-17.
- Moyle, J.B., 1956. Relationships between the chemistry of  
Minnesota surface waters and wildlife management.- *J. Wildl.*  
*Manage* 20:p303-326.
- Moyle, J.B., 1961. Aquatic invertebrate as related to largewater  
plans and waterfowl.- *Minn. Dep. Nat. Resour. Sec. Fish.*  
*Invest.* 233, 24p.

- Min. Energie et Ressources, 1973. Etudes limnologiques des lacs: Des Sables, Echo, Manitou, Montagne noire, Sainte-Marie, Saint-Joseph, Theodore.- Min. Res. Nat., dir. des eaux, 149p.
- Mueller-Dombois, D. et H. Ellenburg, 1974. Aims and methods of vegetation ecology.- J. Wiley and sons, N-Y, 547p.
- Murkin, H.R., 1973. Response by waterfowl and blackbirds to an experimentally manipulated cattail marsh.- Thèse de maîtrise à l'université McGill, 93p.
- Murkin, H.R., R.M. Kaminski et R.D. Titman, 1982. Responses by dabbling ducks and aquatic invertebrates to an experimentally manipulated cattail marsh.- Can. J. Zool. 60:p2324-2332.
- Nie, N., C.H. Hull, J.G. Jenkins, K. Steinbrenner et D.H. Bent, 1975. Statistical package for the social sciences.- McGraw-Hill ed., N-Y, 675p.
- Nisbet, M. et J. Verneaux, 1970. Composantes chimiques des eaux courantes.-Annales de limnologie, t.6, fasc. 2, p161-190.
- Nudds, T.D., 1983. Niche dynamics and organization of waterfowl guilds in variable environments.- Ecology 64(2):p319-330.
- Oetting, K.B. et J. F. Cassel, 1971. Waterfowl nesting on interstate highway right-of-way in north Dakota.- J. Wildl. Manage 35(4):p774-781.
- Patterson, J.H., 1972. The role of wetland heterogeneity in the regulation of duck populations in eastern Ontario.- These de doctorat à l'Université de Carleton, 132p.
- Patterson, J.H., 1976. The role of environnemental heterogeneity in

- the regulation of ducks populations.- J. Wildl. Manage  
40(1):p22-32.
- Perret, N.G., 1962. The spring and summer foods of the common  
Mallard in south-central Manitoba.- Thèse de maîtrise à  
l'Université British Columbia, 82p.
- Pontbriand, P., 1978. Etude des facteurs influençant la distribution  
de la sauvagine dans le Haut-Richelieu.- Thèse de Maîtrise à  
l'université du Québec à Montréal, #336, 134p.
- Poysa, H., 1983. Ressource utilization pattern and guild structure  
in a waterfowl community.- Oikos 40:p295-307.
- Quenouille, M.H., 1950. Introductory statistica.-  
Butterworth-Springer, London.
- Rake, D., 1977. Structural analysis of woodcock diurnal habitat in  
northern Michigan.- Proc. Woodcock Symp. 6:p125-134.
- Redmond, G.W., D.M. Keppie et P.W. Hergoz, 1982. Vegetative  
structure, concealment and succes at nests of two races of  
spruce Grouse.- Can. J. Zool. 60:p670-675.
- Reinecke, K.J., 1979. Feeding ecology and developpment of juvenile  
Black ducks in Maine.- Auk 96:p737-745.
- Reynold,T.D. et C.H. Trost, 1981. Grazing, crested wheatgrass and

- bird populations in southeastern Idaho.- N-West Sci. 55(3):223-235.
- Ringelman, J.T. et R.J. Longcore, 1982. Movements and wetland selection by brood-rearing Black ducks.- J. Wildl. Manage 46(3):p615-621.
- Ruwaldt, J.J., L.D. Flake et J.M. Gates, 1979. Waterfowl pair use of natural and man-made wetlands in south Dakota.- J. Wildl. Manage 43(2):375-383.
- Sather, J.H., 1950. A light meter for cover-density measurement.- J. Wildl. Manage 14(2), 138-143.
- Service Canadien de la Faune, 1980. Plan de gestion des oiseaux aquatiques au Canada.- Environnement Canada, 26p.
- Service Canadien de la Faune, 1982. L'homme et la faune dans un même environnement.- Environnement Canada, Serv. Can. Faune, 60p.
- Schemitz, R., 1981. Wildlife management technique manual.- Wildlife Society, 686p.
- Schranck, W.B., 1972. Waterfowl nest cover and some predation relationships.- J. Wildl. Manage 36(1):p182-186.
- Schroeder, L.D., 1973. A literature review on the role of invertebrate in waterfowl Management.- Colorado Div. Wildl. 29, 13p.
- Sjoberg, K. et K. Danell, 1981. Food availability and utilization by ducks of a shallow brackish-water bay in the northern Bothriam



- bay.- Ann. Zool. Fenneci. 18:p253-261.
- Shannon, C.E. et W. Weaver, 1949. The mathematical theory of communication.- Univ. Illinois Press, Urbana, 177p.
- Steel, P.E., P.D. Dalke et E.G. Bizeau, 1956. Duck production at Gray's Lake, Idaho, 1945-1951.- J. Wildl. Manage 20:p279-285.
- Stewart, R.E. et H.A. Kantrud, 1973. Ecological distribution of breeding waterfowl populations in north Dakota.- J. Wildl. Manage 37(1):p39-50.
- Stoudt, H.J., 1971. Ecological factors affecting waterfowl production in the Saskatchewan Parklands.- U.S. Fish. Wildl. Res. pub. #99:p1-56.
- Stoudt, J.H., 1982. Habitat use and productivity of Canvasbacks in southwestern Manitoba, 1961-1972.- U.S.F.W.S., #248.
- Street, M., 1977. The food of Mallard ducklings in a wet gravel quarry, and its relation to duckling survival.- Wildfowl 28:p113-125.
- Street, M., 1978. The role of insects in the diet of Mallard ducklings-an experimental approach.- Wildfowl 29: p93-100.
- Sugden, L.G., 1973. Feeding ecology of Pintail, Gadwall, American Wigeon and Lesser Scaup ducklings in northern Alberta.- Can. Wildl. Ser., Rep. ser. #24, Ottawa, 43p.
- Swanson, G.A., M.I. Meyer et J.R. Serie, 1974. Feeding ecology of breeding Blue-Winged Teal.- J. Wildl. Manage 38(3):p396-407.

- Swanson, G.A. et M.I. Meyer, 1977. Impact of fluctuating water on feeding ecology of breeding Blue-Winged Teal.- J. Wildl. Manage 41(3):p426-433.
- Swanson, G.A., G.L. Krapu et J.R. Serie, 1979. Foods of laying female dabbling ducks on the breeding grounds.- U.S.Fish. Wildl. Serv., p47-57.
- Swanson, G.A., 1977. Diel food selection by anatinae on a waste-stabilization system.- J. Wildl. Manage 41(2):226-231.
- Talent, L.G., G.L. Krapu et R.L. Jarvis, 1982. Habitat use by Mallard broods in south-central North Dakota.- J. Wildl. Manage 46(3):p629-635.
- Talent, L.G., R.L. Jarvis et G.L. Krapu, 1983. Survival of Mallard broods in south-central north Dakota.- Condor 85:p74-78.
- Tessier, C. et P. Caron, 1981. Cartographie de la végétation de la rive nord du lac Saint-Pierre.- Min. Loisir, Chasse, Pêche, Trois-Rivières, 24p.
- Thomas, G.L., 1980. The ecology of breeding waterfowl at the Ouse Washes, England.- Wildfowl 31:73-88.
- Thompson, W.R., 1975. A photographic technic to quantify lateral cover density.- J. Sth. Afr. Wildl. Manage Ass. 5(1):75-78.
- Uhler, M.F., 1956. New habitats for waterfowl.- 21th North American Wildl. Conf.:p453-469.
- United States Fish. Wildl. Serv., 1982. A national waterfowl

- management plan for the United States.- U.S. Foundation Wildl. Serv.
- Vincent, B., 1981. Profondeur, vase et courant, facteurs de répartition micro-transversale du benthos dans l'estuaire d'eau douce du Saint-Laurent (Québec).- J. Can. Zool. 59(12):p2297-2305.
- Weller, M.W. et C.E. Spatcher, 1965. Role of habitat in the distribution and abundance of marsh birds.- Iowa Agric. and Home Eco. Exp. Stn., spec. rep. 43, 31p.
- Weller, M.W., 1978. Management of freshwater marshes for wildlife.- in Freshwater wetlands Ecol. Process. and Mag., Rutgers Univ., Academy Press, 378p.
- Weller, M.W., 1981. Freshwater marshes.- Univ. of Minnesota Press, p52-92.
- Welty, J.C., 1982. The life of birds.- Saunders college pub., 754p.
- Wheeler, W.E. et J.R. March, 1979. Characteristics of scattered wetlands in relation to duck production in southeastern Wisconsin.- Wisconsin dept. of Nat. Res. #116, 61p.
- White, D.H. et D. James, 1978. Differential use of fresh water environment by wintering waterfowl of coastal Texas.- Wilson bull. 90(1):p99-111.
- Wiederholm, T., K. Danell et K. Sjöberg, 1977. Emergence of chironomids from a small man-made lake in northern Sweden.-

Norw. J. Ent. 24:p99-105.

Wiens, J., 1977. On competition and variable environments.- Am. Sci.  
65:p590-597.

Wight, H.M., 1938. Field and laboratory technic in wildlife  
management.- Univ. Michigan Press, 107p.

Willson, M.F., 1974. Avian community organization and habitat  
structure.- Ecology 55:p1017-1029.

Zar, J.H., 1974. Biostatistical analysis.- Prentice-Hall, 620p.



ANNEXE B

RELEVÉ FLORISTIQUE DES PLANTES ÉMERGENTES

ESPECES	GENTILLY	PAPEVILLE	ILOT 41	ILOT 39	ETANG S	ILOT 38	ILOT 37	ETANG T	ILOT 40	ILOT 23	ILOT 22	ETANG N	ETANG O	ILOT 1	ETANG U	ETANG H	ETANG I	MLCP	ETANG E	ETANG D	ETANG R	BANC X	BANC Y	BANC Z	BANC C	BANC B	BANC A	ILOT 06	ILOT 07
RUTOMUS UMBELLATUS	+					+	+	+					+		+			+											+
TYPHA SP.	5	5	++	+	2	++	+	2	+	+	+		++	+		3	+	4	2		2	3	3	5	4	2	4		+
RIBIDENS SP.	+																												
POLYGONUM SP.	+																												
SAGITTARIA SP.	+	+	++	2	2	2	+	++	+	+	+		++	+	1	1	2		2	2	1	2	1	+	1	++	++	+	2
JUNCUS SP.	+																				+	+							1
SPARGANIUM SP.	+								+						3	1	2	+		3	2	++			+	2		2	3
ALISMA SP.			+	+	+		+	+	+	+	+	+	+		+	+	1	+	+		+	+	1	+	+	+	+	+	+
POTENTILLA SP.			+																										
CAREX SP.				+		+	++				+																		1
EQUISETUM SP.								+																					1
ACRIS CALAMUS															1	1	1												
SCIRPUS SP.															1						+	++		+	+	+	+	+	
PONTEDERIA CORDATA																+				+									
NUPHAR SP.																			1										

Idem à Annexe A pour le recouvrement végétal

ANNEXE C

RELEVÉ FLORISTIQUE DES PLANTES AQUATIQUES

ESPECES	GENTILLY	BAIEVILLE	ILOT 41	ILOT 39	ETANG S	ILOT 38	ILOT 37	ETANG T	ILOT 40	ILOT 23	ILOT 22	ETANG N	ETANG Q	ILOT 1	ETANG U	ETANG H	ETANG I	MLCP	ETANG E	ETANG D	ETANG B	BANC X	BANC Y	BANC Z	BANC C	BANC B	BANC A	ILOT 06	ILOT 07	
LEMNA MINOR	5	2								+			+	+							+		+						+	
POTAMOGETON SP.	+	+	+		+				+	+	+		+	2	+		1	++	+		+	+						2		
HYDROCHARIS SP.			1		+	1	1		1	++	+		+	+	+	1	1			+	1						+	+	+	
ELODEA CANADENSIS			1	3			3	5	++					5	1	1				1	3	2	5	5	5	3	5	3	2	2
MYRIOPHYLLUM SP.			2	2							1	++	+	2		2		+	4	2	2	1	+		+			2	2	
CERATOPHYLLUM SP.					+							+	+	1						1	1	1								
UTRICULARIA VULGARIS														++		1						+						1	+	
NYMPHAEA SP.																					+									

Idem à Annexe A pour le recouvrement végétal

## ANNEXE D

Abondance relative des invertébrés aquatiques recensées dans les différents milieux étudiés de la région du lac Saint-Pierre, été 1982-1983.

TAXONS	INVERTEBRES NECTONIQUES		INVERTEBRES BENTHIQUES	
	X	Sx	X	Sx
INSECTA	55,4	3,3	35,7	1,4
Hemiptera	18,3	2,4	0,2	0,2
Nepeidae	1,4	0,4	-	-
Corixidae	13,8	2,8	0,1	0,1
Hebridae	0,2	0,2	-	-
Notonectidae	1,0	0,4	-	-
Veliidae	0,3	0,2	-	-
Geridae	0,3	0,1	-	-
Mesoveliidae	0,0	0,0	-	-
Belostomidae	1,3	0,6	0,0	0,0
Pleidae	-	-	0,0	0,0
Neidae	-	-	0,1	0,1
Odonata	7,4	1,8	0,1	0,1
Lestidae(1)	3,6	0,8	-	-
Petaluridae(1)	0,9	0,6	-	-
Aeshnidae(1)	2,9	0,5	-	-
Libellulidae(1)	-	-	-	-
Macromeliidae(1)	-	-	0,1	0,1
Diptera	5,7	1,3	28,2	2,2
Ceratopogonidae				
(1)	0,1	0,1	1,5	0,8
Culicidae(p)	1,7	0,9	0,4	0,2



Culicidae(1)	0,9	0,9	0,1	0,1
Chironomidae(1)	2,8	0,5	24,8	4,7
Stratiomyidae(1)	0,0	0,0	-	-
Tabanidae(1)	0,2	0,2	0,5	0,2
Choaboridae(1)	-	-	0,9	0,5
Coleoptera	17,0	2,1	0,2	0,2
Hydrophilidae	0,2	0,1	-	-
Noteridae	5,4	1,6	0,0	0,0
Hydraenidae	0,5	0,3	-	-
Cucurionidae	1,9	0,9	-	-
Dysticidae	1,4	0,7	0,0	0,0
Dysticidae(1)	0,0	0,0	-	-
Hydrophilidae (1)	1,2	0,9	0,2	0,2
Haliplidae	5,6	2,8	0,0	0,0
Amphizoidae	0,3	0,2	0,0	0,0
Elmidae	0,1	0,1	-	-
Gyrinidae(1)	0,2	0,1	-	-
Gyrinidae	0,2	0,2	-	-
Chrysomelidae	-	-	-	-
Ephemeroptera	4,0	1,5	6,4	1,5
Siphonuridae(1)	0,6	0,6	-	-
Ephemelliadae(1)	3,4	0,8	6,4	1,5
Trichoptera	0,5	0,3	0,4	0,2
Phyganeidae(1)	-	-	-	-
Polycentropidae (1)	0,1	0,1	0,3	0,2
Hydropsychidae (1)	0,2	0,1	-	-
Hydroptilidae	0,2	0,1	0,1	0,1
Neuroptera	0,4	0,2	-	-
Lepidoptera	1,0	0,4	0,1	0,1
Hymenoptera	1,1	0,3	0,1	0,1

CRUSTACEA	23,2	3,3	16,3	3,3
Asellus sp	2,6	0,7	9,6	2,8
Gammarus				
fasciatus	20,0	3,2	6,2	1,1
Daphnia pulex	0,6	0,6	0,3	0,1
Cyclopidae	-	-	0,2	0,1
GASTEROPODA	11,5	2,5	21,7	3,9
ARACHNIDAE	2,0	0,5	0,9	0,2
Halacaridae	0,6	0,3	-	-
Hydracarinae	1,4	0,5	0,9	0,2
HIRUDINAE	0,2	0,2	0,1	0,0
OLIGOCHETA	-	-	11,6	1,8
PELECYPODES	-	-	10,5	2,1

PLANARÍA	-	-	0,0	0,0
DEBRIS NON-IDENTIFIES	7,8	1,4	2,8	0,5

---

(l):stade larvaire

(p):stade de pupaison

X: moyenne

Sx: erreur sur la moyenne