20567634

SUIVI DES COUPLES NICHEURS DE CANARD NOIR EN FORÊT BORÉALE - 1987

D. Bordage

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES No. 35
Région du Québec 1988
Service canadien de la faune

<u>Ce rapport peut être cité comme suit</u>:

Bordage, D. 1988. Suivi des couples nicheurs de Canard noir en forêt boréale - 1987. Série de rapports techniques no. 35. Service canadien de la faune, région du Québec.

SK
470
T42
No. 35
Ex. B

Publié avec l'autorisation du
Ministre de l'Environnement
Service canadien de la faune

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1988
Numéro de catalogue CW69-5/35F
ISBN 0-662-94724-X
ISSN 0831-6481

Copies disponibles auprès du

Service canadien de la faune
Région du Québec
1141 Route de l'Église, C.P. 10100
Sainte-Foy, Québec. G1V 4H5

RÉSUMÉ

Les quotas de chasse au Canard noir ont été abaissés aux États-Unis en 1983, puis au Canada en 1984, afin de permettre à la population de récupérer d'une baisse des effectifs perceptible depuis plusieurs années. Pour suivre les effets de cette nouvelle réglementation, le Canada instaure en 1985 un suivi national des couples nicheurs de Canard noir d'une durée prévue de 5 ans. Au Québec, une aire d'étude de 100 000 km^2, sise en milieu boréal, est retenue comme baromètre de la situation prévalant au coeur de l'aire de reproduction. Nous évaluons les effectifs de 1987 (données reconverties) à 14 732 couples (12 528 - 17 108; $P = 0,10$). Les données des trois années d'inventaires recueillies à ce jour ont pu être ajustées à une droite de régression ($F(1,105) = 2,03$; $P = 0,16$) dont la pente n'est pas significativement différente de zéro ($F(1,1) = 0,05$; $P = 0,86$). Les effectifs nicheurs de Canard noir dans l'aire d'étude s'avèrent donc statistiquement stables depuis trois ans.

En 1987, nous avons vérifié la possibilité de stratifier l'aire d'étude à partir de 30 paramètres d'habitat repérables sur des cartes topographiques à l'échelle de 1:50 000. Seulement trois paramètres ont été retenus pour une simulation de stratification: 1) le nombre total de tourbières de tout type ($r_s = 0,30$; $P < 0,01$); 2) le nombre de lacs de 100,1 à 500 hectares ($r_s = 0,28$; $P < 0,01$); 3) le nombre d'îles dans les lacs de 10,1 à 100 hectares ($r_s = 0,28$; $P < 0,01$). Le fait de diviser l'aire d'étude en deux strates, dont celle dite favorable au Canard noir est constituée des places-échantillons avec 37 tourbières et plus, ou 9 îles et plus sur les lacs de 10,1 à 100 hectares, ou bien 2 lacs et plus entre 100,1 et 500 hectares, s'est avéré infructueux: aucun gain de précision n'a résulté de ce nouveau plan d'échantillonnage.

ABSTRACT

To help the Black Duck population recover from a decrease that has been observed for some years, bag limits were lowered in the United States in 1983, and in Canada in 1984. With the imposition of those new restrictions, Canada initiated in 1985 for a period of five years a national monitoring program on Black Duck during the reproductive season. In Quebec, a study area of 100 000 km^2 within the boreal forest in the heart of the Black Duck breeding range was selected. The 1987 survey revealed the presence of 14 732 breeding pairs (12 528 – 17 108; $P = 0.10$). Data collected from the past three years were fitted to a linear regression ($F(1,105) = 2.03$; $P = 0.16$) with a slope not significantly different from zero ($F(1,1) = 0.05$; $P = 0.86$). Results of this analysis revealed that the number of Black Duck breeding pairs in the study area has been statistically stable for the last three years.

In 1987, we attempted to stratify the study area considering 30 habitat parameters identified from topographic maps at a scale of 1:50 000. Three of those parameters were selected for a simulated stratification: 1) total number of bogs and fens of all kinds ($r_s = 0.30$; $P < 0.01$); 2) number of lakes between 100.1 and 500 hectares ($r_s = 0.28$; $P < 0.01$); 3) number of islands on lakes of 10.1 to 100 hectares ($r_s = 0.28$; $P < 0.01$). The simulation using a strata favorable to Black Ducks generated from sample plots with 37 bogs or more, or 9 islands and more on lakes of 10.1 to 100 hectares, or 2 and more lakes of 100.1 to 500 hectares failed to add precision.

TABLE DES MATIÈRES

		PAGE
	RÉSUMÉ	i
	ABSTRACT	ii
	LISTE DES TABLEAUX ET DES FIGURES	iv
	LISTE DES ANNEXES	iv
	LIST OF TABLES AND FIGURES	v
	LIST OF APPENDICES	v
1.0	INTRODUCTION	1
2.0	OBJECTIFS	2
3.0	AIRE D'ÉTUDE	3
4.0	MÉTHODOLOGIE	4
	4.1 Plan d'échantillonnage	4
	4.2 Prise de données	5
	4.3 Analyse	6
	4.3.1 Cartographie des territoires	6
	4.3.2 Tests statistiques	11
5.0	RÉSULTATS	12
	5.1 Conditions d'observation	12
	5.2 Effectifs 1987	14
	5.3 Comparaison des effectifs 1985-1986-1987	15
	5.4 Distribution	17
	5.5 Rendement de la méthode de suivi	18
	5.5.1 Sexe des Canards noirs recensés	19
	5.5.2 Stratification de l'aire d'étude	23
6.0	DISCUSSION ET CONCLUSION	27
REMERCIEMENTS		29
BIBLIOGRAPHIE		30

LISTE DES TABLEAUX ET DES FIGURES

		PAGE
TABLEAU 1	Caractéristiques des populations d'oiseaux recensés en 1987	32
TABLEAU 2	Comparaison des estimations du nombre de couples 1985-1986-1987	34
TABLEAU 3	Proportion des sexes en fonction de la taille du groupe chez le Canard noir	35
TABLEAU 4	Essai d'un plan d'échantillonnage stratifié	36
FIGURE 1	Localisation de l'aire d'étude	37
FIGURE 2	Régions écologiques	38
FIGURE 3	Régression linéaire ajustée aux données d'inventaire des années 1985, 1986 et 1987	39
FIGURE 4	Tendance de la répartition des espèces dans l'aire d'étude	40

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1	Corrélation de Spearman entre le nombre de couples et leur localisation géographique	41
ANNEXE 2	Noms français, anglais et scientifiques des espèces recensées	42

LIST OF TABLES AND FIGURES

		PAGE
TABLE 1	Characteristics of bird populations censused in 1987	33
TABLE 2	Comparison of the 1985, 1986 and 1987 breeding pair population estimates	34
TABLE 3	Sex ratio of Black Ducks in relation to the group size	35
TABLE 4	Stratified random sampling attempt	36
FIGURE 1	Study area	37
FIGURE 2	Ecological regions	38
FIGURE 3	Linear regression fitted to the 1985, 1986 and 1987 survey data	39
FIGURE 4	Tendancy of the geographical distribution of each species within the study area	40

LIST OF APPENDICES

APPENDIX 1	Spearman rank correlation between the number of breeding pairs and their localisation	41
APPENDIX 2	French, english and scientific names of species surveyed	42

1.0 INTRODUCTION

Le U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS) fait état d'une baisse des effectifs de Canard noir depuis plusieurs années dans les quartiers d'hiver répartis sur la côte est des États-Unis (Rogers et Patterson, 1984). Parmi les causes potentielles de ce déclin, trois demeurent particulièrement préoccupantes:

1) une chasse excessive;
2) une hybridation notable avec le Canard malard;
3) une modification majeure de l'habitat.

Suite à des pressions insistantes par la Humane Society of the United States (HSUS) et la Maine Audubon Society, entre autres, pour réduire ou même éliminer la récolte de Canard noir, les quotas de chasse ont été abaissés aux États-Unis en 1983. En 1984, le Canada fait de même, mais insiste sur la nécessité d'implanter un programme national de suivi dans différentes régions pour vérifier si la nouvelle réglementation aura un impact positif détectable sur la population reproductrice de Canard noir.

La population totale de Canard noir au Québec, évaluée à environ 200 000 couples (Reed, 1978), soit le tiers de la population nord-américaine et la moitié de la population canadienne, se répartit sur 1 250 000 km^2 de territoire. Dans un contexte national de suivi des effectifs reproducteurs de Canard noir et compte tenu de sa position stratégique particulière, le Service canadien de la faune (SCF), région du Québec, a choisi une aire d'étude de 100 000 km^2 localisée en milieu boréal au coeur de l'aire de reproduction de l'espèce. Le suivi des

effectifs reproducteurs de Canard noir dans cette région nous renseignera sur les variations démographiques de la population dans son environnement typique et dans un secteur où la compétition avec le Canard malard est limitée. Des estimations d'effectifs de la population nicheuse de Canard noir dans l'aire d'étude seront obtenues à tous les printemps de 1985 à 1989. Par la même occasion, ce projet permet de recueillir des données sur plusieurs autres espèces d'oiseaux aquatiques dont les niveaux d'effectifs et la distribution au Québec sont méconnus. Ce programme de suivi, sous la responsabilité de la région du Québec du SCF, se fait en collaboration avec le Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche (MLCP), qui assume environ un tiers des ressources humaines et financières nécessaires pour les travaux de terrain. Ce rapport fait état des résultats de la troisième année d'inventaire de ce plan quinquennal.

2.0 OBJECTIFS

L'objectif national est de suivre la tendance des effectifs reproducteurs de Canard noir dans sept régions représentatives du Canada, selon une méthodologie permettant de détecter des changements d'effectifs de l'ordre de 10% sur une période de 5 ans et à un seuil d'erreur de 5% (McKelvey, 1985).

La région du Québec du SCF s'est fixé comme objectif complémentaire d'aller au-delà d'une simple analyse des tendances et d'adopter une

méthodologie permettant de suivre des estimateurs de la population absolue de Canard noir dans l'aire d'étude, tout en vérifiant les habitats utilisés par les couples de canards en période de nidification.

3.0 AIRE D'ÉTUDE

L'aire d'étude, d'une superficie de 100 000 km^2, est localisée dans la partie sud-ouest du Québec (figure 1). Pour conserver un échantillon le plus homogène possible quant à l'habitat, certains secteurs situés dans les limites de cette aire ont été exclus de l'échantillonnage[1]:

1) le réservoir Gouin, étant donné son habitat particulier (marnage important, dégel tardif, etc.);
2) la région de Lebel-sur-Quévillon, de Chibougamau et de la réserve indienne de Weymontachi, compte tenu des activités humaines qui s'y pratiquent (dérangement de la nidification, empiètement des habitats humides, etc.).

L'aire d'étude est située presqu'exclusivement dans la zone coniférienne (ou boréale) caractérisée par la pessière noire à mousses (68,1%) et plus au sud, par la sapinière à bouleau blanc (25,3%) (MER, 1985; figure 2). La zone coniférienne regroupe aussi un petit secteur de sapinière à épinette noire (2,8%) et un autre de pessière noire à sapin et mousses (1,9%). À l'extrême sud-est de l'aire d'étude, on recoupe la zone de

---

1 L'aire totale échantillonnée demeurant à 100 000 km^2.

forêt mixte caractérisée par la bétulaie jaune à sapin (1,5%) et près du lac Saint-Jean, par la sapinière à bouleau blanc (0,4%). Une description des habitats aquatiques à l'intérieur des places-échantillons survolées en 1985 et en 1986 nous révèle qu'environ 10,6% de l'aire d'étude sont constitués d'eau (10 575 km^2). Nous évaluons que, dans son ensemble, l'aire d'étude regroupe approximativement 57 500 km de ruisseaux (29 100 ha), 6 113 km de rivières (53 300 ha), 2 300 tourbières avec mares (9 500 ha occupés par les mares) et 35 100 lacs (965 600 ha).

4.0 MÉTHODOLOGIE

4.1 Plan d'échantillonnage

Nous avons divisé l'aire d'étude en mille (1 000) quadrats de 10 X 10 km en nous confinant aux délimitations du quadrillage Transverse Universel de Mercator (T.U.M.). Puis, cinquante (50) places-échantillons sont sélectionnées au hasard à chaque année d'inventaire. Cette méthode d'échantillonnage aléatoire simple représente une approche intéressante lorsque la connaissance de la distribution spatiale des organismes dans l'aire d'étude est limitée ou inexistante. Cette attribution au hasard permet l'utilisation de tests statistiques éprouvés.

4.2 Prise de données

Chaque équipe d'inventaire se compose de trois personnes: un navigateur-compilateur, assis à l'avant de l'hélicoptère (Bell 206 - Jet Ranger), renseigne le pilote sur le plan de vol à suivre et note sur un acétate, superposé à une carte topographique au 1:50 000 de la place-échantillon, toutes les mentions que lui dictent les deux observateurs, assis à l'arrière de chaque côté de l'appareil. L'hélicoptère est équipé de fenêtres arrières de type "bulle" pour faciliter le travail des observateurs.

Une mention ou observation correspond à un individu seul ou à un groupe d'individus qui sera positionné sur la carte en spécifiant le nombre d'oiseaux, l'espèce et le sexe (si possible). Le plan de vol à l'intérieur des places-échantillons consiste essentiellement à survoler tous les milieux aquatiques de façon à pouvoir détecter un oiseau qui se tiendrait sur la rive. La vitesse de vol varie de 70 à 160 km/heure et l'altitude de 20 à 50 mètres selon la nature des habitats aquatiques et la topographie de la place-échantillon. Chacune est survolée à trois reprises (jours différents) et les données de chaque survol sont inscrites sur des acétates différents pour respecter l'indépendance des répétitions d'inventaire, une prémisse méthodologique importante dans l'analyse ultérieure des données.

4.3 Analyse

4.3.1 Cartographie des territoires

Toutes les observations apparaissant sur les acétates de prise des données sont transcrites dans des matrices constituées de 8 descripteurs:

1) le numéro du survol;
2) l'habitat général (tourbière, lac <10 ha, etc.);
3) l'espèce;
4) le nombre d'individus;
5) le type d'observation (couple, mâle, etc.);
6) la coordonnée en abcisse et
7) en ordonnée de chaque observation (à ± 100 mètres);
8) le numéro du quadrat.

Ces matrices de données sont ensuite saisies sur disquettes pour permettre des analyses assistées par ordinateur (IBM-PC). Un premier programme "TRI" permet de déceler la présence inévitable d'erreurs effectuées lors de l'enregistrement des données sur disquettes. Une fois les fichiers de données de base corrigés, le programme "TRI" crée un nouveau fichier monospécifique regroupant les mentions indicatrices de couples reproducteurs seulement. Les mentions retenues sont celles constituées:

1) d'un ou de deux individus dans le cas des espèces sans dimorphisme sexuel apparent;

2) d'un mâle solitaire, d'une femelle seule ou d'un couple isolé (groupe de deux individus) dans le cas des espèces avec dimorphisme sexuel évident.

L'analyse principale est effectuée par le programme "ANAS". Ce deuxième programme délimite d'abord les domaines vitaux de chaque couple recensé, puis, applique un facteur de correction approprié pour obtenir une estimation du nombre absolu de couples. Cette cartographie des territoires par ordinateur s'effectue de façon analogue à une cartographie accomplie "à la main" par un observateur expérimenté. Ce dernier délimite habituellement les territoires de la façon suivante:

1) il positionne sur la carte toutes les observations de couples;
2) il identifie les doubles contacts, i.e. les observations recueillies le même jour et qui lui permettent de délimiter un minimum de couples différents;
3) il complète la cartographie des territoires en associant, si possible, les observations restantes aux mentions de doubles contacts les plus rapprochées et ce, en s'aidant de la topographie du milieu et de la distribution contagieuse des observations (amas d'observations).

La différence entre la cartographie effectuée par ordinateur et celle faite "à la main" provient seulement de ce troisième point: l'ordinateur ne peut s'aider facilement de l'aspect général de la topographie, ni de son expérience acquise pour assumer qu'une

observation isolée, i.e. sans double contact, représente soit un couple qui n'a été aperçu qu'une seule fois, soit une nouvelle observation d'un couple déjà recensé. Cette "faiblesse" impose l'élaboration d'une procédure informatisée adéquate qui la convertit alors en un atout des plus intéressants dans une perspective de suivi à grande échelle: non seulement la cartographie est accomplie beaucoup plus rapidement, mais elle est toujours effectuée de manière identique. En effet, une part importante de subjectivité guide l'interprétation du compilateur lorsqu'il doit discerner entre l'ajout d'un nouveau couple ou l'ajout d'une nouvelle observation d'un couple déjà recensé: prenons, par exemple, le cas d'une observation recueillie sur un lac isolé, à trois jours d'écart des mentions avoisinantes et dont la plus rapprochée est distante de trois kilomètres. Pour résoudre ces cas, l'ordinateur présume qu'une observation est une nouvelle mention d'un couple déjà recensé, lorsque l'observation la plus rapprochée de celle à évaluer provient d'une journée différente et qu'elle est distante d'une valeur inférieure à la plus petite des mesures suivantes:

1) La médiane des distances entre les doubles contacts de l'ensemble de l'échantillon (50 quadrats, 3 répétitions);
2) la médiane des distances entre tous les doubles contacts de la place-échantillon dont fait partie l'observation évaluée (3 répétitions).

Après avoir analysé ainsi toutes les observations à l'intérieur d'une place-échantillon, l'ordinateur construit une matrice diagonale constituée par le nombre de couples recensés une fois au premier survol, une fois et deux fois après deux répétitions et une fois, deux fois et trois fois après trois répétitions. L'ordinateur vérifie alors la combinaison "nombre de couples et probabilité de détection théoriques" qui procurera la matrice diagonale la mieux ajustée (< Chi-2) à la matrice d'observation (les six permutations possibles des répétitions d'inventaires sont testées). Cette matrice théorique est construite à partir de la loi binomiale (triangle de Pascal). Pour une probabilité de détection de 50% par exemple, on peut calculer que 50% des couples devraient avoir été recensés après le premier survol; 50% une fois et 25% deux fois après deux répétitions; 37,5% une fois, 37,5% deux fois et 12,5% trois fois après trois répétitions. Le programme ANAS détermine ainsi, pour chaque espèce recensée et chaque place-échantillon:

1) le nombre de couples recensés après les trois survols (cartographie des territoires);
2) la probabilité de détection des couples lors d'un survol aérien (recherche du meilleur ajustement s'appliquant aux fréquences de relocalisation des couples trouvées au point 1);
3) une estimation du nombre absolu de couples (selon la probabilité de détection et les nombres de couples trouvés aux points 1 et 2). Dans l'exemple ci-haut, pour une probabilité de détection de 50%, on pourra vérifier que 12,5% des couples n'ont pu être cartographiés (en théorie) après trois répétitions.

Mentionnons que les places-échantillons avec plus de deux couples recensés qui obtiennent une probabilité de détection inférieure à 30% sont exclues de l'analyse. Cette procédure permet de limiter les cas d'extrapolation exagérée qui caractérisent généralement les places-échantillons dont les dénombrements d'une répétition à l'autre sont très différents. Ces différences peuvent être occasionnées, par exemple, par une vague migratoire lors d'une répétition d'inventaire ou bien par des conditions d'observation variables: fatigue, éclairage insuffisant, etc.

Cette estimation finale du nombre absolu de couples, basée sur la probabilité de détection des couples qui varie d'une espèce à l'autre et d'une place-échantillon à l'autre, est en quelque sorte le nombre de couples qu'on aurait pu recenser après de nombreux survols. On retrouve fréquemment dans la littérature de tels facteurs de correction permettant d'obtenir une estimation du nombre absolu de couples basée sur une comparaison des dénombrements aériens vs une technique de dénombrement "absolue" telle une recherche de nids au sol par exemple (Diem et Lu, 1960; Donaghey, 1974; Haapanen et Nilsson, 1979; Martinson et Kaczynski, 1967; Savard, 1982). Ces corrections "air/sol" ont deux limitations importantes:

1) la validité des corrections dépend de l'efficacité de la technique d'inventaire dite absolue;

2) une fois obtenus sur des superficies restreintes, les facteurs de correction sont utilisés sur l'ensemble de la superficie couverte par les inventaires aériens, sous-entendant l'hypothèse qu'ils sont constants et valides pour toute l'aire d'étude.

Le facteur de correction que nous utilisons a l'avantage d'être calculé à partir de toutes les observations recueillies du haut des airs, sans autre technique de référence absolue, exprimant ainsi la résultante de l'ensemble des facteurs qui ont contribué à une efficacité de détection moindre que 100%.

4.3.2 Tests statistiques

L'ajustement des données à la loi normale a été vérifié par le test de Shapiro et Wilk (1965 in SAS, 1985a). Les données de certaines espèces ont pu être normalisées par une transformation de celles-ci; la transformation "$\sqrt{\ } + 0,5$" a été utilisée dans tous ces cas[2]. Les estimations finales des effectifs ainsi que les intervalles de confiance pour les espèces répondant à une distribution

---

2 On parle alors de données "brutes" (données originales non-transformées) et de données "reconverties" (données dont la racine carrée plus 0,5 a été utilisée pour les tests et dont les résultats sont présentés après avoir été élevés au carré et réduits de 0,5).

normale ont été obtenus par les formules mathématiques d'échantillonnage aléatoire simple (Cochran, 1977). Nous avons vérifié la signification statistique des différences annuelles entre les estimations d'effectifs à l'aide de:

1) l'analyse de régression (modèle linéaire) avec plus d'une valeur de Y (places-échantillons) par valeur de X (années) dans le cas des espèces à distribution normale ou dont la distribution a pu être normalisée (Siegel, 1956; Sokal et Rohlf, 1981);
2) le test de Kruskal-Wallis (Sokal et Rohlf, op. cit.) chez les autres espèces.

Nous avons choisi la méthode de Tukey-Kramer (Tukey, 1953 ainsi que Kramer, 1956; in SAS, 1985b) pour les comparaisons multiples de moyennes suite à des analyses de régression significatives. Les formules du plan d'échantillonnage stratifié aléatoire ont été tirées de Cochran (op. cit.). Des matrices de corrélation de rangs de Spearman (Siegel, op. cit.) ont servi à l'analyse des tendances de la répartition géographique des espèces dans l'aire d'étude.

5.0 RÉSULTATS

5.1 Conditions d'observation

Compte tenu des conditions climatiques exceptionnelles observées au printemps 1987, les inventaires ont débuté une semaine plus tôt

qu'en 1986 ou 1985. La débâcle du lac Saint-Jean le 21 avril, reflète les conditions précoces du printemps 1987: la débâcle de 1986 avait eu lieu le 6 mai et celle de 1985, le 17 mai (Environnement Canada, 1985, 1986 et 1987).

Le survol des places-échantillons s'est déroulé entre le 5 mai et le 20 mai 1987. En moyenne, 10 jours (7-14j) séparent la date du premier survol d'une place-échantillon de celle du troisième survol. Quelques différences ont été enregistrées d'une base d'opération à l'autre: 9,6 jours pour Chibougamau, 8,9 jours pour Lebel-sur-Quévillon et 11,7 jours pour Roberval. Le temps moyen exigé pour chaque survol des places-échantillons a été de 42 minutes (16-71 min.); ce temps variait de 38 minutes pour la région de Lebel-sur-Quévillon à 47 minutes pour la région de Chibougamau; la région de Roberval ayant requis en moyenne 42 minutes par survol. Le survol le plus matinal a débuté à 7h48 (HAE) et le plus tardif s'est terminé à 18h52. Le plus grand nombre d'inventaires (31%) a été effectué en après-midi (14h00 à 16h00) avec une autre période d'activité en matinée (9h00-11h00) regroupant 29% des survols. Au niveau des conditions météorologiques générales, la saison 1987 est caractérisée par des écarts de température importants d'une journée à l'autre: des journées relativement chaudes (>15°C) ont été entrecoupées par des journées avec des températures moyennes aussi basses que -3°C. La région de Chibougamau, et, particulièrement, celle de Roberval ont été affectées, du 8 au 15 mai, par des averses

de neige, de la pluie verglaçante et de forts vents. La température la plus froide enregistrée lors des survols des places-échantillons a été de -5°C (8 mai, Lebel-sur-Quévillon) et la plus chaude atteignait 22°C (14 mai, Chibougamau).

5.2 Effectifs 1987

Nous évaluons à 58 289 couples reproducteurs, répartis en 21 espèces d'oiseaux aquatiques, l'ensemble des effectifs recensés en 1987 (tableau 1); ce chiffre représente une densité de 58,3 couples/ 100 km^2 (aire totale). C'est dans la région de Chibougamau qu'on retrouve la place-échantillon la plus densément utilisée en 1987 avec 81 couples d'oiseaux aquatiques, ainsi que celle la moins fréquentée avec 3 couples. Les effectifs de Canard noir ont montré des extrêmes de 1 à 44 couples d'une place-échantillon à l'autre, le nombre maximal (44) étant enregistré dans la région de Lebel-sur-Quévillon.

Seules les données sur le Garrot commun se sont avérées de distribution normale ($W = 0,934$; $P = 0,05$). Une transformation des données ($\sqrt{\ } + 0,5$) a permis un ajustement à la distribution normale et le calcul d'intervalles de confiance pour les estimations d'effectifs du Canard noir ($W = 0,972$; $P = 0,55$) et du Morillon à collier ($W = 0,946$; $P = 0,13$). Mentionnons que les données sur le Grand Bec-scie n'ont pu, comparativement aux deux années précédentes, être transformées pour obtenir un ajustement satisfaisant.

Le Canard noir avec 14 732 couples (estimation selon les données reconverties) et des limites de confiance de -15,0% et de +16,1% (P = 0,10) est l'espèce la plus abondante et celle dont l'estimation d'effectif est la plus précise (tableau 1). Le Grand Bec-scie vient au deuxième rang d'abondance avec une estimation de 13 292 couples, suivi par le Garrot commun avec 12 000 couples ± 21,2%. Le Morillon à collier occupe le quatrième rang d'abondance avec 6 111 couples (données reconverties) et des limites de confiance de -24,7% et de +28,0% (P = 0,10). Les estimations d'effectif des autres espèces d'oiseaux aquatiques, la proportion du nombre de couples recensés après 1 et 3 survols ainsi qu'un indice de l'étendue des domaines vitaux de chaque espèce apparaissent au tableau 1.

5.3 Comparaison des effectifs 1985-1986-1987

Les données des trois années d'inventaires pour le Canard noir ont pu être ajustées à une droite de régression ($F(1,105) = 2,03$; $P = 0,16$) dont la pente ne diffère pas significativement de zéro ($F(1,1) = 0,05$; $P = 0,86$) (figure 3). Il en est de même pour le Garrot commun dont les données peuvent aussi être ajustées à une droite de régression ($F(1,97) = 0,96$; $P = 0,33$) de pente non significativement différente de zéro ($F(1,1) = 0,14$; $P = 0,77$). Les estimations d'effectif de couples pour ces deux espèces s'avèrent donc statistiquement stables depuis trois ans.

La situation est différente pour le Morillon à collier: les données des trois années s'écartent de façon significative d'une droite de régression ($F(1,105) = 4,30$; $P = 0,04$). L'analyse de variance révèle une variation significative entre les années ($F(2,105) = 4,43$; $P = 0,01$) (tableau 2), occasionnée par une estimation d'effectif réduite pour 1985 (test de Tukey (HSD) sur les moyennes des données transformées ($\alpha = 0,05$): 1985 < 1986 = 1987 = 1985). Ces résultats ne nous permettent pas de préciser la situation, mais trois possibilités s'offrent à nous:

1) les estimations d'effectifs en 1985 sont exceptionnellement faibles, dû par exemple à un manque d'expérience des observateurs pour identifier cette espèce; à moyen terme la population est stable;
2) les effectifs réduits pour 1985 s'inscrivent dans un cycle normal de fluctuation des populations de cette espèce; à moyen terme la population est stable;
3) la population nicheuse de Morillon à collier dans l'aire d'étude est en hausse considérable (accroissement annuel d'environ 20%, selon les données actuelles (figure 3)).

On peut donc s'attendre qu'à moins d'un revirement exceptionnel des niveaux d'effectifs, au pire, la population de Morillon à collier devrait être stable.

Le tableau 2 regroupe les estimations annuelles, les variations inter-annuelles moyennes ainsi que les résultats d'analyses de régression (modèle linéaire; variation inter-groupe) pour toutes les espèces observées à au moins deux des trois années du suivi. Les variations inter-annuelles moyennes nous renseignent sur les fluctuations "normales" qui caractérisent chaque espèce selon la méthodologie adoptée. Mentionnons qu'après seulement trois années, ces variations doivent être interprétées avec circonspection. Le Grand Bec-scie est l'espèce ayant démontré le moins de variation d'une année à l'autre (11,0%), suivi par le Garrot commun (14,1%) et par le Canard noir (16,6%). On notera que la proportion relative du nombre de couples de Canard malard, par rapport au nombre de couples de Canard noir, a légèrement augmenté en 1987, passant de 4,9% pour les années 1985 et 1986, à 5,7% en 1987. L'estimation du nombre total de couples dans l'aire d'étude a peu varié entre 1985 et 1987 (6,2%); remarquons cependant que l'année 1986 révèle les plus faibles effectifs pour 13 des 19 espèces considérées.

5.4 Distribution

La figure 4 nous permet de visualiser la répartition géographique des espèces recensées après trois années d'inventaire. Les coefficients de corrélation de Spearman correspondants et leurs valeurs statistiques pourront être consultés à l'annexe 1. L'ajout d'une troisième année de données modifie peu la distribution observée après deux ans. Chez les trois espèces les plus abondantes:

1) Le Canard noir se retrouve significativement en nombre croissant vers l'ouest de l'aire d'étude ($r_s = -0,38$; $P < 0,01$);

2) Le Garrot commun montre plutôt des densités croissantes vers l'est ($r_s = 0,34$; $P < 0,01$);

3) Le Grand Bec-scie tend à être de plus en plus abondant à la fois vers le nord ($r_s = 0,31$; $P < 0,01$) et vers l'est ($r_s = 0,23$; $P < 0,05$).

5.5 Rendement de la méthode de suivi

En 1987, nous avons vérifié deux points concernant le rendement de la méthode de suivi:

1) nous avons précisé, à titre indicatif, le sexe des Canards noirs durant les inventaires lorsque les conditions d'observation étaient favorables; à cette période, les mâles de Canard noir, plus gros que les femelles, présentent des scapulaires grises et un bec jaunâtre au lieu de verdâtre comme chez les femelles;

2) nous avons vérifié la possibilité de stratifier l'aire d'étude à partir de paramètres d'habitat repérables sur des cartes topographiques à l'échelle 1:50 000.

5.5.1 Sexe des Canards noirs recensés

Nous avons retenu les mentions d'un ou de deux Canards noirs comme indicatrices de la présence de couples reproducteurs dans nos analyses (cf. 4.3.1). Notre choix est inspiré de l'indicateur préconisé par Dzubin (1969) et qui considère comme représentatif du nombre de couples: les mâles solitaires, les couples et les groupes de 2 à 5 mâles (considérés comme 2 à 5 couples). Cet indicateur demeure celui le plus souvent utilisé pour les canards barboteurs avec dimorphisme sexuel. Or, le manque de dimorphisme sexuel évident chez le Canard noir impose une limite d'utilisation pour notre suivi.

Une façon ingénieuse de contourner ce handicap est de se servir d'une espèce avec dimorphisme sexuel, proche du Canard noir, tel le Canard malard, pour évaluer les proportions des sexes et les "équivalents-couples" (Dennis, 1974; Ross, 1987). Cette procédure ne peut cependant être employée dans l'aire d'étude du Québec par manque d'espèce proche en nombre suffisant.

Une autre contrainte nous empêchant d'utiliser intégralement l'indicateur de Dzubin est que notre technique de délimitation des territoires ne nous permet pas de considérer les groupes de mâles puisque ceux-ci ont quitté les territoires qu'ils défendaient en période de nidification. Compte tenu de ces limitations, notre choix d'indicateur a été élaboré à partir des hypothèses suivantes:

1) les Canards noirs solitaires sont des mâles appariés (la femelle au nid est difficilement repérable);

2) les groupes de deux individus sont des couples (au moment des inventaires , les rassemblements de mâles n'ont pas encore commencé);

3) les groupes de deux à cinq mâles ne sont pas inclus pour la même raison que celle invoquée au deuxième point.

Ces hypothèses se devaient d'être vérifiées compte tenu de leur implication notable sur les estimations d'effectif résultantes. Afin de vérifier la justesse de notre interprétation, nous avons tenté, à titre indicatif, de déterminer en 1987 le sexe des Canards noirs recensés à partir de l'hélicoptère. Les données proviennent surtout de la région de Lebel-sur-Quévillon (74,6% des oiseaux) qui a investi un effort notable en ce sens à partir du 12 mai; les autres données ont été recueillies dans la région de Roberval à partir du 19 mai.

Peu d'études font état de la dynamique de nidification du Canard noir. Il apparaît, du moins dans les marais côtiers, que les mâles demeurent sur les territoires de nidification de 27 à 32 jours, quittant ceux-ci vers la mi-incubation (Seymour et Titman, 1978). En supposant que cette période demeure la même en forêt boréale et que le biais causé par les migrateurs non encore établis sur leurs territoires de nidification reste minime et détectable par un manque

de conformité d'un survol à l'autre, l'indicateur de couple que nous préconisons serait donc adéquat pendant une trentaine de jours. En éliminant les dix premiers jours de cette période pour réduire au minimum le nombre de places-échantillons rejetées de l'analyse par manque de concordance d'un survol à l'autre, notre "fenêtre d'inventaire" se trouve réduite à une vingtaine de jours. Nos inventaires sont donc planifiés pour commencer approximativement dans la deuxième moitié de la ponte. Nous avons vu (cf. 5.1) que l'écart moyen entre le premier survol d'une place-échantillon et le troisième a été de 10 jours en 1987, avec un maximum de 14 jours. En principe, notre période d'inventaire devrait donc recenser majoritairement, tel qu'escompté, des mâles solitaires et des couples, les regroupements de mâles n'ayant pas encore débuté.

Au total, nous avons pu préciser le sexe de 152 Canards noirs, répartis en 76 groupes (tableau 3), ce qui constitue un échantillon de 7,5% de tous les Canards noirs observés en 1987 (152 / 2032). En ne considérant que la période d'essai, nous avons pu déterminer le sexe de 29,5% des Canards noirs (152 / 516). Dans l'ensemble, les mâles constituent la majorité des individus recensés, soit 72,4% (110 / 152). Les mâles sont présents dans 75,9% des groupes d'oiseaux solitaires et les couples représentent 79,4% des groupes de deux individus. Remarquons la présence de deux groupes de trois mâles, d'un groupe de quatre mâles et d'un autre groupe de cinq mâles. Ces résultats démontrent une certaine inexactitude de nos hypo- thèses de base.

On en arrive à calculer, avec ce jeu de données (tableau 3), un total de 63 couples selon notre indicateur (29 couples (1 ind.) + 34 couples (2 ind.)). Nous surestimons donc le nombre de couples, par rapport à nos hypothèses de départ, puisque nous retenons à tort sept femelles seules, croyant que ce sont des mâles solitaires. Par contre, cette surestimation est contrebalancée par le fait que nous considérons sept groupes de deux mâles comme des couples. Pour les groupes d'un ou de deux individus, notre indicateur arrive donc au même nombre que celui de Dzubin. On peut se rendre compte cependant que certains mâles ont déjà formé des groupes, ce qui provoque finalement une sous-estimation de notre indicateur, par comparaison aux 78 couples résultant de l'indicateur préconisé par Dzubin.

Nous pourrons constater au tableau 3 que les proportions des différentes tailles des groupes, dont le sexe a pu être déterminé, suivent d'assez près les proportions équivalentes pour l'ensemble des mentions. Toutefois, nous considérons l'échantillon de 1987 comme indicatif de la réalité puisque les données ont été obtenues à partir d'une semaine après le début des inventaires et presque exclusivement dans la région de Lebel-sur-Quévillon. Cette situation permet de croire que les rassemblements de mâles sont en proportion exagérée dans nos résultats. De plus, il est possible que les mâles regroupés aient déjà été recensés dans les premiers inventaires. Rappelons finalement que nos inventaires sont corrigés pour obtenir une estimation de la population absolue: en 1987, les

trois répétitions d'inventaires n'ont permis de localiser que 73% des couples présents. Il est donc normal d'obtenir une sous-estimation du nombre de couples dans nos données de base.

5.5.2 Stratification de l'aire d'étude

Nous avons vérifié en 1987 la possibilité de stratifier l'aire d'étude pour améliorer la précision et la fiabilité du suivi et ce, à un même coût d'opération. La ligne de conduite que nous nous sommes fixée consistait à chercher les paramètres les plus faciles à évaluer et qui répondent suffisamment à la distribution des couples de Canard noir pour être utilisés comme critères de stratification. Cette approche est sous-jacente à l'étendue du territoire à couvrir: il serait difficile, par exemple, de stratifier l'aire d'étude selon le pH des lacs puisque nous aurions à mesurer celui-ci sur les 35 100 lacs de l'aire d'étude.

Nous savons déjà que la répartition géographique des couples de Canard noir dans l'aire d'étude répond de façon significative à un accroissement des densités vers l'ouest (cf. 5.4). Une cartographie des densités enregistrées nous indique toutefois que le patron résultant n'est pas suffisamment clair pour être utile comme critère de stratification. Nous avons alors orienter notre recherche sur des paramètres d'habitat facilement repérables sur des cartes topographiques à l'échelle 1:50 000. Les mesures d'habitat et leur

analyse ont été effectuées par le Groupe de Recherche et d'Études en Biostatistique de l'Environnement (GREBE; Décarie et al., 1987). Les paramètres testés pour chaque place-échantillon survolée en 1985 et 1986 sont les suivants:

1) superficie, longueur, indices de pente et de sinuosité des ruisseaux pérennes;
2) superficie, longueur, indices de pente et de sinuosité des ruisseaux intermittents;
3) superficie, périmètre, indices de pente et de sinuosité des rivières;
4) superficie des gravières et des sablières sur les rivières;
5) superficie et nombre d'îles;
6) superficie des mares, superficie totale et nombre de tourbières avec mares;
7) superficie et nombre de tourbières sans mare en contact avec un plan d'eau;
8) superficie et nombre de tourbières sans mare et sans contact avec un plan d'eau;
9) superficie, périmètre et nombre de lacs;
10) nombre de lacs à une altitude inférieure ou égale à 350 mètres;
11) nombre de lacs à une altitude supérieure à 350 mètres, mais inférieure ou égale à 550 mètres;
12) nombre de lacs à une altitude supérieure à 550 mètres;
13) altitudes minimale et maximale de la place-échantillon;
14) longueur de route.

Ces différents paramètres, ainsi que certaines combinaisons de ceux-ci, ont par la suite été confrontés aux nombres de couples de Canard noir recensés dans chaque place-échantillon.

Les résultats de ces analyses révèlent que "le Canard noir semble associé à la présence de lacs de 10 à 500 hectares. La présence de tourbières semble aussi être un facteur attractif. Les trois autres variables correlées significativement à la présence du Canard noir sont de moindre importance ou reliées indirectement aux précédentes." (Décarie, op. cit.). Ces trois autres variables sont l'indice de pente des ruisseaux pérennes (indice > 3; corrélation négative), l'indice de sinuosité des ruisseaux intermittents (indice > 1,5) et l'altitude minimale de la place-échantillon.

Trois paramètres ont été retenus pour une simulation de stratification:

1) le nombre total de tourbières de tout type ($r_s = 0,30$; $P < 0,01$);
2) le nombre de lacs d'une superficie supérieure à 100 hectares, mais inférieure ou égale à 500 hectares ($r_s = 0,28$; $P < 0,01$);
3) le nombre d'îles dans les lacs de superficie supérieure à 10 hectares, mais inférieure ou égale à 100 hectares ($r_s = 0,28$; $P = 0,01$);

Nous avons alors réparti les quadrats avec données sur le Canard noir accumulées depuis trois ans dans deux strates. Une place-échantillon était classée favorable au Canard noir lorsqu'au moins un des trois critères suivants était satisfait:

1) présence de 37 tourbières ou plus, de tout type;
2) présence de 9 îles ou plus sur les lacs de 10,1 à 100 ha;
3) présence de 2 lacs et plus, de 100,1 à 500 ha.

Ces seuils correspondent aux valeurs regroupant 75% des quadrats; par exemple, 25% des places-échantillons ont 37 tourbières ou plus. Cinquante-trois pour cent (53%) des places-échantillons ont été classées favorables au Canard noir.

Nous avons alors comparé les résultats de 100 combinaisons de 50 places-échantillons choisies de façon aléatoire parmi toutes les places-échantillons (plan d'échantillonnage aléatoire actuel) à 100 combinaisons de 27 places-échantillons (53%) choisies au hasard dans la strate favorable, plus 23 places-échantillons tirées aléatoirement dans la strate moins favorable (plan d'échantillonnage stratifié). Les résultats apparaissent au tableau 4. Nous constatons aussitôt la grande similitude entre les résultats des deux plans d'échantillonnage. La stratification résulte même en une légère diminution de la précision. Ces résultats étaient quelque peu prévisibles, compte tenu des faibles corrélations enregistrées.

Nous avons pensé identifier les quadrats favorables lorsqu'ils possèdent au moins deux des trois critères ou même les trois critères, mais ces tentatives ont aussi échoué: par exemple, l'une des places-échantillons, parmi celles les plus densément utilisées par le Canard noir, est constituée presque exclusivement de ruisseaux (aucun des trois critères). Il demeure donc inutile de stratifier l'aire d'étude à l'aide de paramètres d'habitat repérables sur des cartes topographiques à l'échelle de 1:50 000. On pourrait tenter une stratification basée sur des paramètres plus subtils et visibles sur des photographies aériennes, mais la somme de travail à investir apparaît élevée en fonction des gains de précision escomptés.

6.0 DISCUSSION ET CONCLUSION

La troisième année du suivi des couples nicheurs de Canard noir en forêt boréale nous a permis d'utiliser l'analyse de régression linéaire pour visualiser les tendances des effectifs entre 1985 et 1987. Après seulement trois années, les résultats doivent être interprétés avec une certaine réserve, mais il apparaît que le nombre de couples de Canard noir est demeuré stable dans l'aire d'étude. Les effectifs de Canard malard ont, pour leur part, légèrement augmenté par rapport à ceux de Canard noir. Il sera intéressant de vérifier, avec les données des deux prochaines années, si cette tendance se maintiendra.

Nous avons évalué, en 1987, la justesse de notre choix d'indicateur de couples pour le Canard noir. Celui-ci nous apparaît adéquat, compte tenu des contraintes invoquées. Nous tenterons cependant d'obtenir un échantillon plus représentatif en 1988.

Notre tentative de stratifier l'aire d'étude, selon des paramètres d'habitat mesurables à partir de cartes topographiques à l'échelle de 1:50 000 et qui avait pour but d'améliorer la précision de nos estimations pour répondre à l'objectif national, s'est avérée infructueuse. Nous abandonnons les recherches en ce sens, considérant qu'une stratification fondée sur des paramètres d'habitats plus subtils exigerait un investissement important en temps et en argent et que l'amélioration qui en résulterait risque d'être négligeable. Une alternative consistant à suivre les changements d'effectifs par blocs d'années et qui devrait permettre de satisfaire cet objectif, sera évaluée l'an prochain.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier toute l'équipe d'inventaire de 1987: mes deux co-équipiers à Roberval, Stéphane Marchand et Sonia Proteau (SCF); André Bourget, Pierre Brousseau, Pierre Dupuis (SCF) ainsi qu'Alain Cossette (Fondation Les Oiseleurs du Québec inc.), basés à Lebel-sur-Quévillon; Michel Jean, Michel Lepage, Raymond McNicholl et Réginald Ouellet à Chibougamau (MLCP). Pierre Chagnon (SCF) a élaboré une partie du système informatisé du projet (ANAS). En plus des personnes déjà mentionnées, Charles-A. Drolet, Austin Reed et Jean-Pierre Savard (SCF) ont fourni des conseils judicieux au bon fonctionnement de l'opération. Les figures sont l'oeuvre de Lise Villeneuve. La dactylographie résulte du travail de Marie-Thérèse Guertin.

BIBLIOGRAPHIE

Cochran, W.G. 1977. Sampling Techniques, 3rd ed. John Wiley and Sons, Inc. New-York. 428p.

Décarie, R., F. Morneau et S. Loranger. 1987. Identification des paramètres environnementaux reliés à l'abondance du Canard noir et du Garrot commun. Rapport inédit de GREBE pour le SCF (contrat), 25p. + annexes.

Dennis, D.G. 1974. Breeding pair surveys of waterfowl in southern Ontario. pp 45-52 in Boyd, H. (éd.). Études du SCF sur les oiseaux aquatiques dans l'est du Canada, 1969-73. SCF, série de rapp. #29. 106p.

Diem, K.L. et K.H. Lu. 1960. Factors influencing waterfowl censuses in the parklands, Alberta, Canada. J. Wildl. Manage. 24(2): 113-133.

Donaghey, R.H. 1974. Waterfowl use of boreal forest waterbodies near Utikuma Lake, Northern Alberta. Report submitted to Ducks Unlimited (Canada), Edmonton, Can. 97p.

Dzubin, A. 1969. Assessing breeding populations of ducks by ground counts. Pages 178-230 in Saskatoon Wetlands Seminar CWS Rep. Ser. #6.

Environnement Canada. 1985. Rapport sur la débâcle des masses d'eau. Service de l'environnement atmosphérique, station de Roberval, 1p.

Environnement Canada. 1986. Rapport sur la débâcle des masses d'eau. Service de l'environnement atmosphérique, station de Roberval, 1p.

Environnement Canada. 1987. Rapport sur la débâcle des masses d'eau. Service de l'environnement atmosphérique, station de Roberval, 1p.

Haapanen, A. et L. Nilsson. 1979. Breeding waterfowl populations in northern Fennoscandia. Ornis Scand. 10: 145-219.

Martinson, R.K. et C.F. Kaczynski. 1967. Factors influencing waterfowl counts on aerial surveys, 1961-66. U.S. Fish and Wildlife Service Spec. Sci. Rep. Wildlife #105: 16p.

McKelvey, R. 1985. CWS Proposals for Additional Coordinated Surveys and Research to Assess the Status of the Black Duck in Canada. Mimeo. report, CWS, 25p.

Ministère de l'Énergie et des Ressources. 1985. Les régions écologiques du Québec méridional; deuxième approximation. Carte 1:1 250 000.

Reed, A. 1978. Canadian waterfowl management plan - Quebec. Unpubl. report, CWS, 18p.

Rogers, J.P. et J.H. Patterson. 1984. The Black Duck Population and Its Management. Trans. N. Amer. Wildl. and Natur. Resour. Conf. 49: 527-534.

Ross, R.K. 1987. Rapport provisoire sur les dénombrements de couples reproducteurs d'oiseaux aquatiques dans le nord de l'Ontario, de 1980 à 1983. Cahier de biologie #168, SCF, 10p.

SAS Institute Inc. 1985a. SAS Procedures Guide for Personal Computers, Version 6 Edition. Cary, NC: 373p.

SAS Institute Inc. 1985b. SAS/STAT Guide for Personal Computers, Version 6 Edition. Cary, NC: 378p.

Savard, J.-P.L. 1982. Variability of waterfowl aerial surveys: observer and air-ground comparison - A preliminary report. CWS Progress Notes 127: 6p.

Seymour, N.R. et R.D. Titman. 1978. Changes in activity patterns, agonistic behavior, and territoriality of black ducks (Anas rubripes) during the breeding season in a Nova Scotia tidal marsh. Can. J. Zool. 56: 1773-1785.

Siegel, S. 1956. Nonparametric statistics: for the behavioral sciences. McGraw-Hill Book Company, Series in Psychology, New-York. 312p.

Société zoologique de Québec inc. 1983. Noms français des oiseaux du Canada et des États-Unis continentaux. 80p.

Sokal, R.R. et F.J. Rohlf. 1981. Biometry. The Principles and Practice of Statistics in Biological Research, 2nd ed. W.H. Freeman and Company, San Francisco. 859p.

TABLEAU I. CARACTÉRISTIQUES DES POPULATIONS D'OISEAUX RECENSÉS EN 1987 (estimations en nombre de couples).

ESPÈCE	ESTIMATION (100 000 km^2) données brutes	données reconverties	INTERVALLE DE CONFIANCE (P=0,10)	PROPORTION DES COUPLES RECENSÉS (%)[a] après 1 survol	après 3 survols	DISTANCE MAXIMALE ENTRE 2 OBS. D'UN MÊME COUPLE[b] (km)
GAVIIDÉS						
Huard à collier	2756			40,9	86,0	3,0
ARDÉIDÉS						
Grand Héron	1780			37,8	84,2	2,7
ANATIDÉS						
Bernache du Canada	3250			43,3	86,8	2,4
Sarcelle à ailes vertes	875			ND[c]	ND	1,8
Canard noir	15895	14732	12528-17108	42,1	73,0	1,7
Canard malard	837			37,0	88,6	3,5
Canard pilet	80			ND	ND	ND
Canard souchet	20			ND	ND	ND
Canard siffleur d'Amérique	20			ND	ND	ND
Morillon à tête rouge	20			ND	ND	ND
Morillon à collier	7242	6111	4599-7820	40,3	78,2	2,3
Grand et Petit Morillon	160			ND	ND	>5
Macreuse à bec jaune	60			ND	ND	ND
Macreuse à front blanc	261			34,3	96,7	3,5
Macreuse à ailes blanches	20			ND	ND	ND
Garrot commun	12000		9460-14540	40,2	75,5	1,9
Petit Garrot	609			33,8	88,5	>5
Bec-scie couronné	396			ND	ND	1,5
Grand Bec-scie	13292			38,9	77,9	1,6
Bec-scie à poitrine rousse	140			ND	ND	0,8
ACCIPITRIDÉS						
Aigle-pêcheur	870			32,1	95,5	>5
TOTAL - ANATIDÉS	55177	52883		38,7[d]	83,2[d]	2,1[d]
ENSEMBLE	60583	58289		38,2[d]	84,6[d]	2,2[d]

a) Proportion théorique basée sur la probabilité qu'un couple soit revu une deuxième ou une troisième fois dans un rayon maximal indiqué à la dernière colonne du tableau.

b) Correspond à la distance médiane (toutes les observations, 50 places-échantillons, 3 survols) entre chaque observation d'un couple et le plus rapproché (même espèce) localisé lors du même survol. La distance séparant ces doublets d'observations nous indique la dispersion des couples dans le milieu et nous procure un indice de la dimension des domaines vitaux.

c) ND = Non-Déterminé

d) Moyenne.

TABLE I. CHARACTERISTICS OF BIRD POPULATIONS CENSUSED IN 1987 (breeding pair population estimates).

SPECIES	ESTIMATED POPULATIONS (100 000 km^2) raw data	derived data	UPPER AND LOWER CONFIDENCE LIMITS (P=0.10)	PROPORTION OF SURVEYED POPULATIONS (%)[a] after 1 flight	after 3 replicates	MAXIMUM DISTANCE BETWEEN 2 OBS. OF THE SAME PAIR[b] (km)
GAVIIDAE						
Common Loon	2756			40.9	86.0	3.0
ARDEIDAE						
Great Blue Heron	1780			37.8	84.2	2.7
ANATIDAE						
Canada Goose	3250			43.3	86.8	2.4
Green-winged Teal	875			ND[c]	ND	1.8
American Black Duck	15895	14732	12528-17108	42.1	73.0	1.7
Mallard	837			37.0	88.6	3.5
Northern Pintail	80			ND	ND	ND
Northern Shoveler	20			ND	ND	ND
American Widgeon	20			ND	ND	ND
Redhead	20			ND	ND	ND
Ring-necked Duck	7242	6111	4599-7820	40.3	78.2	2.3
Greater and Lesser Scaup	160			ND	ND	>5
Black Scoter	60			ND	ND	ND
Surf Scoter	261			34.3	96.7	3.5
White-winged Scoter	20			ND	ND	ND
Common Goldeneye	12000		9460-14540	40.2	75.5	1.9
Bufflehead	609			33.8	88.5	>5
Hooded Merganser	396			ND	ND	1.5
Common Merganser	13292			38.9	77.9	1.6
Red-breasted Merganser	140			ND	ND	0.8
ACCIPITRIDAE						
Osprey	870			32.1	95.5	>5
TOTAL - ANATIDAE	55177	52883		38.7[d]	83.2[d]	2.1[d]
TOTAL	60583	58289		38.2[d]	84.6[d]	2.2[d]

a) Theorical proportion based on the probability that a pair be seen a second and a third time within the maximal radius determined in the last column of this table.

b) Corresponds to the median (all observations, 50 sample plots, 3 replicates) of the distance between each registration of a pair and its closest neighbors (same species) during the same replicate. The distance between these groups of observations gives us the dispersion of pairs and an idea of the size of the home range of the species.

c) ND = uNDetermined.

d) Mean.

TABLEAU 2. COMPARAISON DES ESTIMATIONS DU NOMBRE DE COUPLES 1985-1986-1987.

TABLE 2. COMPARISON OF THE 1985, 1986 AND 1987 BREEDING PAIR POPULATION ESTIMATES

	1985	1986	1987	Δ%	ANALYSE DE VARIANCE ANALYSIS OF VARIANCE		
Huard à collier	4121	4282	2756	19,8%	H(2) = 3,95	P=0,14	Common Loon
Grand Héron	958	1167	1780	37,2%	H(2) = 6,52	*	Great Blue Heron
Bernache du Canada	2410	1872	3250	48,0%	H(2) = 2,08	P=0,35	Canada Goose
Sarcelle à ailes vertes	1021	271	875	148,2%	H(1) =14,74	**	Green-winged Teal
Canard noir	14262	12314	14732	16,6%	F(2,105) = 1,07	P=0,35	American Black Duck
Canard malard	700	600	837	26,9%	H(2) = 2,60	P=0,27	Mallard
Canard pilet	160	0	80	ND			Northern Pintail
Canard siffleur d'Amérique	140	60	20	61,9%	H(2) = 4,88	P=0,09	American Wigeon
Morillon à collier	3819	6975	6111	47,5%	F(2,105) = 4,43	*	Ring-necked Duck
Grand et Petit Morillon	279	120	160	45,2%	H(2) = 2,37	P=0,31	Greater and Lesser Scaup
Macreuse à bec jaune	587	0	60	ND			Black Scoter
Macreuse à front blanc	889	120	261	102,0%	H(2) =16,28	**	Surf Scoter
Macreuse à ailes blanches	180	0	20	ND			White-winged Scoter
Garrot commun	11219	13294	12000	14,1%	F(2,97) = 0,55	P=0,58	Common Goldeneye
Petit Garrot	61	160	609	221,5%	H(2) =16,25	**	Bufflehead
Bec-scie couronné	681	380	396	24,2%	H(2) = 4,78	P=0,09	Hooded Merganser
Grand Bec-scie	14862	12520	13292	11,0%	H(2) = 1,10	P=0,58	Common Merganser
Bec-scie à poitrine rousse	429	20	140	347,7%	H(2) =11,50	**	Red-breasted Merganser
Aigle-pêcheur	936	340	870	109,8%	H(2) =13,99	**	Osprey
TOTAL	57714	54495	58249	6,2%			

a) Δ% = variation inter-annuelle moyenne; Δ% = mean variation between years
Δ% = ((ABS ((1986 - 1985) / 1985) + ABS ((1987 - 1986) / 1986)) / 2) X 100

b) F = analyse de régression (modèle linéaire; variation inter-groupe); F = regression analysis (linear model; variation among groups)

c) H = test de Kruskal-Wallis; H = Kruskal-Wallis statistic

d) * = P < 0,05; ** = P < 0,01

TABLEAU 3. PROPORTION DES SEXES EN FONCTION DE LA TAILLE DU GROUPE CHEZ LE CANARD NOIR.

TABLE 3. SEX RATIO OF BLACK DUCKS IN RELATION TO THE GROUP SIZE.

	ENSEMBLE DES MENTIONS ALL OBSERVATIONS		MENTIONS AVEC SEXE OBSERVATIONS WITH SEX				
TAILLE DU GROUPE GROUP SIZE	NOMBRE D'OISEAUX NUMBER OF BIRDS	NOMBRE DE GROUPES NUMBER OF GROUPS	NOMBRE D'OISEAUX NUMBER OF BIRDS	NOMBRE DE GROUPES NUMBER OF GROUPS	NOMBRE DE MÂLES NUMBER OF MALES	NOMBRE DE FEMELLES NUMBER OF FEMALES	GROUPES MIXTES (M-F) MIXED GROUPS (M-F)
1	483 (23,8%)	483 (46,2%)	29 (19,1%)	29 (38,2%)	22 (32,8%)	7 (100,0%)	0-0
2	734 (36,1%)	367 (35,1%)	68 (44,7%)	34 (44,7%)	14 (20,9%)	0 (0,0%)	27-27
3	315 (15,5%)	105 (10,0%)	21 (13,8%)	7 (9,2%)	6 (9,0%)	0 (0,0%)	10-5
4	176 (8,7%)	44 (4,2%)	8 (5,3%)	2 (2,6%)	4 (6,0%)	0 (0,0%)	2-2
5	105 (5,2%)	21 (2,0%)	10 (6,6%)	2 (2,6%)	5 (7,5%)	0 (0,0%)	4-1
6-10	138 (6,8%)	20 (1,9%)	16 (10,5%)	2 (2,6%)	16 (23,9%)	0 (0,0%)	0-0
11-20	51 (2,5%)	4 (0,4%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	0-0
21+	30 (1,5%)	1 (0,1%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	0-0
TOTAL	2032 (100,0%)	1045 (100,0%)	152 (100,0%)	76 (100,0%)	67 (100,0%)	7 (100,0%)	43-35

TABLEAU 4. ESSAI D'UN PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE STRATIFIÉ.

TABLE 4. STRATIFIED RANDOM SAMPLING ATTEMPT.

PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE SAMPLING PLAN	ESTIMATION MOYENNE DU NOMBRE DE COUPLES[a] MEAN BREEDING PAIR ESTIMATE[a]	LIMITES DE CONFIANCE (P = 0,10) CONFIDENCE LIMITS (P = 0.10) inférieure-lower	supérieure-upper
Aléatoire - Random	13 834	11 807 (-14,7%)	16 019 (+15,8%)
Stratifié - Stratified	13 739	11 709 (-14,8%)	15 928 (+15,9%)

a) Moyenne de 100 essais de simulation d'inventaire (50 places-échantillons; données reconverties)
Mean of 100 simulated surveys (50 sample plots; derived data)

FIGURE 1: Localisation de l'aire d'étude.

FIGURE 1: Study area.

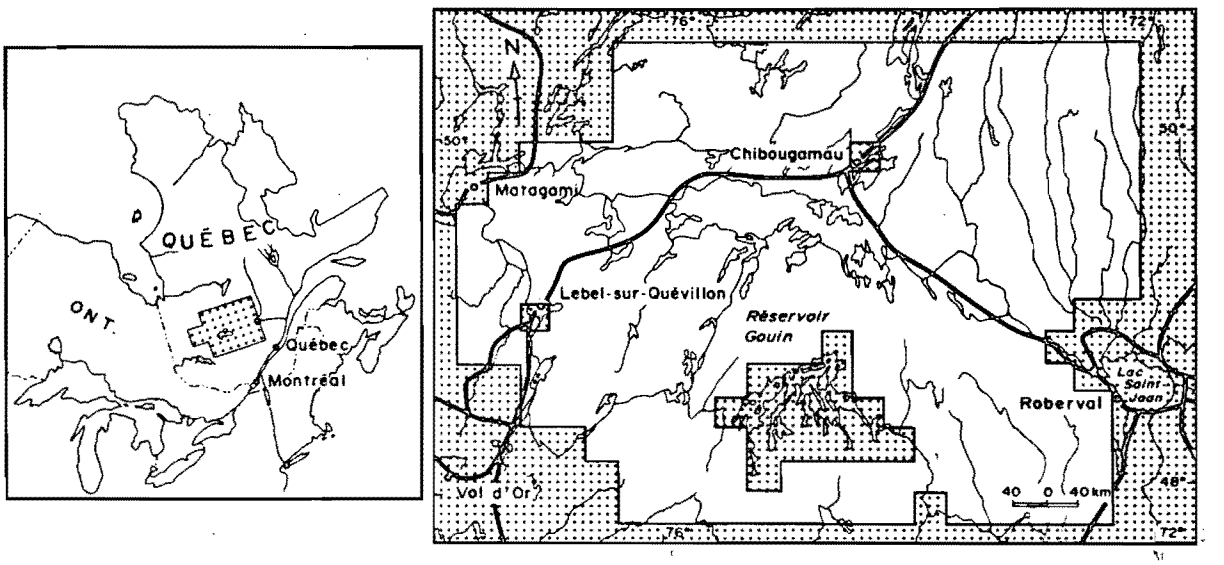
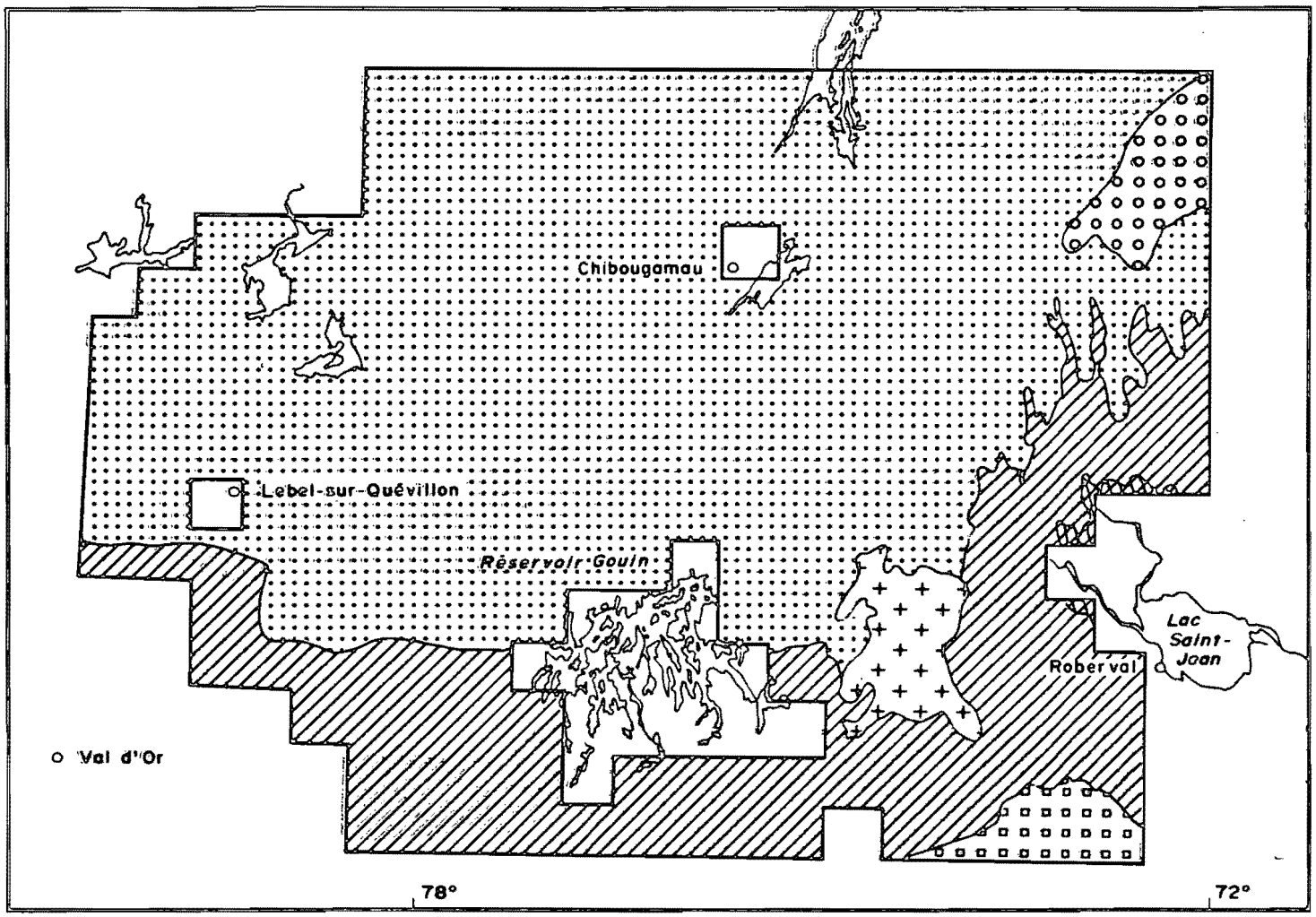


FIGURE 2: Régions écologiques.

FIGURE 2: Ecological regions.



Coniferous Region – Zone coniférienne

Black spruce-moss
Pessière noire à mousses

Black spruce-balsam fir-moss
Pessière noire à sapin et à mousses

Balsam fir-black spruce
Sapinière à épinette noire

Balsam fir-white birch
Sapinière à bouleau blanc

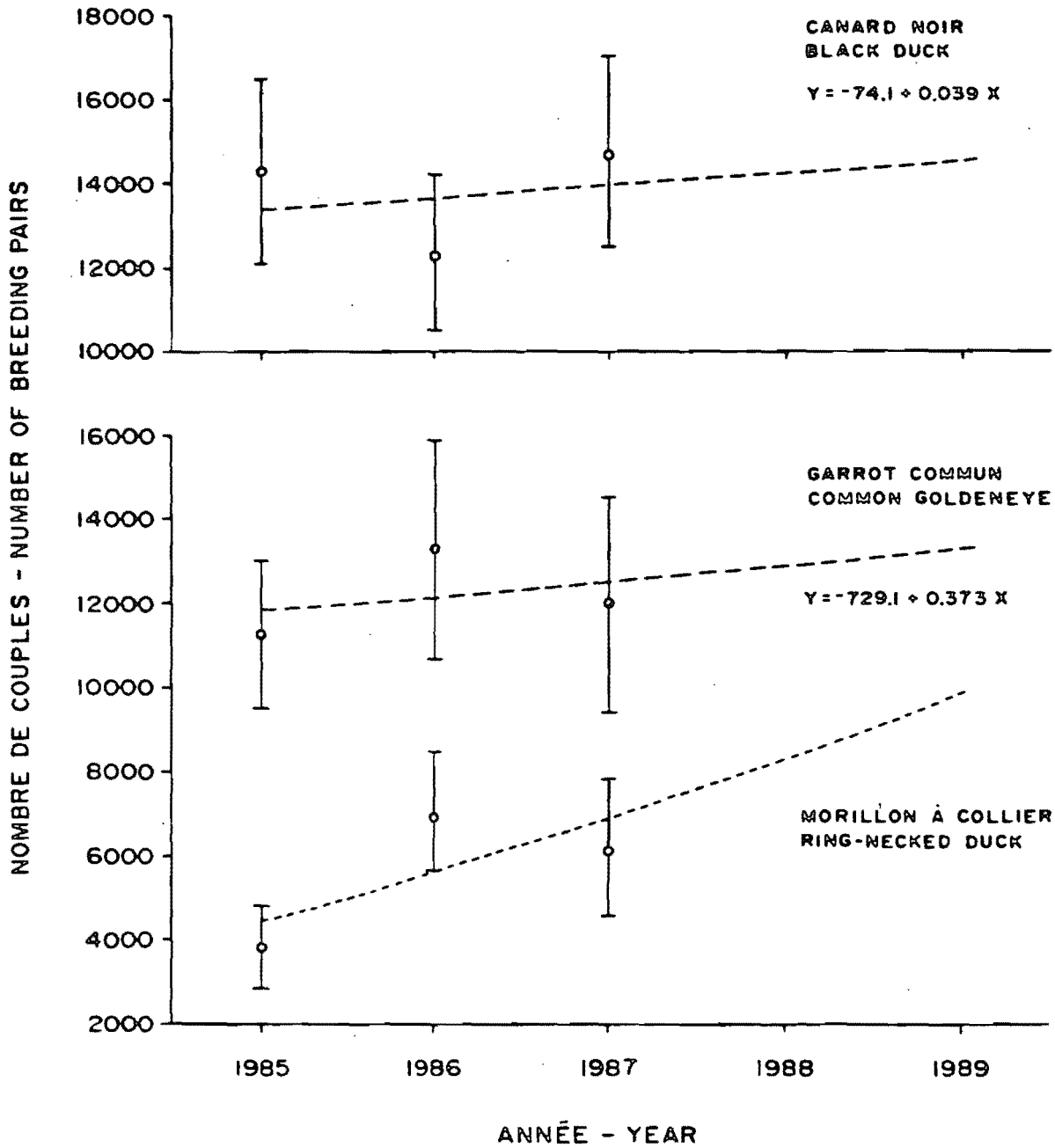
Mixed Forest Region – Zone de forêt mixte

Yellow birch-balsam fir
Bétulaie jaune à sapin

Balsam fir-white birch
Sapinière à bouleau blanc

FIGURE 3: Régression linéaire ajustée aux données d'inventaire des années 1985, 1986 et 1987 (o = estimation du nombre de couples; I = intervalle de confiance à P = 0,10)

FIGURE 3: Linear regression fitted to the 1985, 1986 and 1987 survey data (o = breeding pair population estimate; I = confidence interval at P = 0.10)

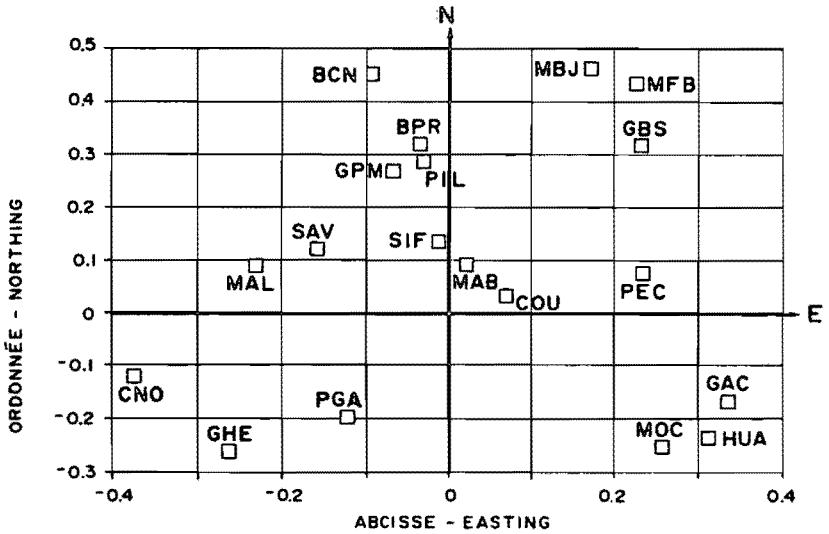


NOTES: 1) L'équation de la droite de régression pour le Canard noir se rapporte à des données transformées (racine carrée + 0,5).
The regression line equation for the Black Duck is related to the transformed data (square root + 0.5).

2) La droite de régression pour le Morillon à collier a été dessinée à titre indicatif seulement (voir texte).
The regression line for the Ring-necked Duck was drawn only to illustrate one of three possible trends (see text).

FIGURE 4: Tendance de la répartition des espèces dans l'aire d'étude (1985-86).

FIGURE 4: Tendancy of the geographical distribution of each species within the study area (1985-86).



HUA: Huard à collier/Common Loon
GHE: Grand Héron/Great Blue Heron
BCN: Bernache du Canada/Canada Goose
SAV: Sarcelle à ailes vertes/Green-Winged Teal
CNO: Canard noir/American Black Duck
MAL: Canard malard/Mallard
PIL: Canard pilet/Northern Pintail
SIF: Canard siffleur d'Amérique/American Wigeon
MOC: Morillon à collier/Ringed-necked Duck
GPM: Grand & Petit Morillon/Great & Lesser Scaup
MBJ: Macreuse à bec jaune/Black Scoter
MFB: Macreuse à front blanc/Surf Scoter
MAB: Macreuse à ailes blanches/White-winged Scoter
GAC: Garrot commun/Common Goldeneye
PGA: Petit Garrot/Bufflehead
COU: Bec-Scie couronné/Hooded Merganser
GBS: Grand Bec-scie/Common Merganser
BPR: Bec-scie à poitrine rousse/Red-breasted Merganser
PEC: Aigle-pêcheur/Osprey

REMARQUES: 1) Les coordonnées de chaque point correspondent aux coefficients de corrélation de rangs de Spearman (r_s) entre le nombre de couples et les coordonnées T.U.M. qui croissent respectivement vers l'Est et vers le Nord.

2) Voir aussi l'annexe I.

NOTES: 1) Coordinates of each point represent Spearman rank correlation coefficients (r_s) between the number of pairs and the U.T.M. coordinates meeting along an east and north axis.

2) See also appendix I.

ANNEXE I. CORRÉLATION DE SPEARMAN ENTRE LE NOMBRE DE COUPLES ET LEUR LOCALISATION GÉOGRAPHIQUE.

APPENDIX I. SPEARMAN RANK CORRELATION BETWEEN THE NUMBER OF BREEDING PAIRS AND THEIR LOCALISATION.

		ABCISSE - EASTING			ORDONNÉE - NORTHING			
	n[a]	r_s[b]	t[c]	P	r_s	t	P	
Huard à collier	117	0,31	3,52	**[d]	-0,24	2,63	**	Common Loon
Grand Héron	131	-0,27	3,12	**	-0,26	3,06	**	Great Blue Heron
Bernache du Canada	126	-0,09	1,05	0,29	0,45	5,64	**	Canada Goose
Sarcelle à ailes vertes	135	-0,16	1,86	0,07	0,12	1,41	0,16	Green-winged Teal
Canard noir	108	-0,38	4,16	**	-0,12	1,27	0,10	American Black Duck
Canard malard	149	-0,23	2,87	*	0,09	1,14	0,15	Mallard
Canard pilet	100	-0,03	0,28	0,78	0,29	3,01	**	Northern Pintail
Canard siffleur d'Amérique	150	-0,01	0,10	0,52	0,13	1,65	0,10	American Wigeon
Morillon à collier	108	0,26	2,74	**	-0,25	2,08	**	Ring-necked Duck
Grand et Petit Morillon	143	-0,07	0,82	0,41	0,27	3,28	**	Greater and Lesser Scaup
Macreuse à bec jaune	96	0,18	1,72	0,09	0,46	5,04	**	Black Scoter
Macreuse à front blanc	141	0,23	2,82	**	0,44	5,70	**	Surf Scoter
Macreuse à ailes blanches	100	0,02	0,23	0,82	0,09	0,88	0,38	White-winged Scoter
Garrot commun	100	0,34	3,52	**	-0,17	1,69	0,09	Common Goldeneye
Petit Garrot	145	-0,13	1,51	0,13	-0,20	2,40	*	Bufflehead
Bec-scie couronné	145	0,07	0,83	0,41	0,04	0,42	0,68	Hooded Merganser
Grand Bec-scie	78	0,23	2,10	*	0,31	2,87	**	Common Merganser
Bec-scie à poitrine rousse	149	-0,03	0,39	0,70	0,31	3,98	**	Red-breasted Merganser
Aigle-pêcheur	143	0,23	2,85	**	0,07	0,86	0,39	Osprey

a) n = nombre de places-échantillons (1985-86-87); n = number of sample plots (1985-86-87)

b) r_s = coefficient de corrélation de Spearman; r_s = Spearman rank correlation coefficient

c) t = valeur de la statistique t de Student; t = value of the Student's t statistic

d) * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$

ANNEXE 2 - Noms français, anglais et scientifiques des espèces recensées[1]
APPENDIX 2 - French, english and scientific names of species surveyed[1]

GAVIIDÉS		
Huard à collier (HUA)[2]	Common Loon	*Gavia immer*
ARDÉIDÉS		
Grand Héron (GHE)	Great Blue Heron	*Ardea herodias*
ANATIDÉS		
Bernache du Canada (BCN)	Canada Goose	*Branta canadensis*
Sarcelle à ailes vertes (SAV)	Green-winged Teal	*Anas crecca*
Canard noir (CNO)	American Black Duck	*Anas rubripes*
Canard malard (MAL)	Mallard	*Anas platyrhynchos*
Canard pilet (PIL)	Northern Pintail	*Anas acuta*
Canard souchet (SOU)	Northern Shoveler	*Anas clypeata*
Canard siffleur d'Amérique (SIF)	American Wigeon	*Anas americana*
Morillon à tête rouge (ROU)	Redhead	*Aythya americana*
Morillon à collier (MOC)	Ring-necked Duck	*Aythya collaris*
Grand et Petit Morillon (GPM)	Greater and Lesser Scaup	*Aythya marila*, *A. affinis*
Macreuse à bec jaune (MBJ)	Black Scoter	*Melanitta nigra*
Macreuse à front blanc (MFB)	Surf Scoter	*Melanitta perspicillata*
Macreuse à ailes blanches (MAB)	White-winged Scoter	*Melanitta fusca*
Garrot commun (GAC)	Common Goldeneye	*Bucephala clangula*
Petit Garrot (PGA)	Bufflehead	*Bucephala albeola*
Bec-scie couronné (COU)	Hooded Merganser	*Lophodytes cucullatus*
Grand-Bec-scie (GBS)	Common Merganser	*Mergus merganser*
Bec-scie à poitrine rousse (BPR)	Red-breasted Merganser	*Mergus serrator*
ACCIPITRIDÉS		
Aigle-pêcheur (PEC)	Osprey	*Pandion haliaetus*

1) D'après la Société zoologique de Québec, 1983.
2) Nom de code utilisé.

1) After the Société zoologique de Québec, 1983.
2) Code used.