

**ÉTAT DE LA POPULATION
DU RENARD ROUX
AUX ÎLES-DE-LA-MADELEINE**

PAR: Pierre Fradette

OCTOBRE 1990



RÉSUMÉ

L'état de la population de Renard roux (*Vulpes vulpes*) des îles-de-la-Madeleine est décrite à partir d'une enquête menée auprès des trappeurs, d'un inventaire terrestre des terriers, de l'évaluation de la population et de certains indicateurs biologiques de son état de santé. Les effectifs de la population se limitent à moins de 100 individus. Pour être plus précis, ils se chiffreraient entre 35 et 75 individus pour une densité de renards se situant entre 0,18 et 0,36 ind./km². La tendance de la population à moyen terme (diminution de 42 % sur 20 ans) et celle à court terme (diminution d'environ 7 % par année sur 3 ans) montre des signes importants de déclin. Selon la répartition des terriers sur le territoire, il y aurait entre 18 et 25 unités familiales, concentrées principalement dans les milieux sablonneux à végétation rabougrie. Le renard est maintenant pratiquement extirpé de certains des habitats utilisés autrefois. Au cours de la dernière année de trappage (1989-90), les trappeurs auraient récolté près de 80 % des jeunes et des adultes. Les rapports jeunes/adulte et mâles/femelle aussi bien que les indices de la production de jeunes correspondent plutôt à un état de surexploitation. Les changements qu'a subi le milieu suite aux interventions humaines, la perte d'habitats, de même que le braconnage et le piégeage ont vraisemblablement contribué au déclin de la population. Les moyens qui s'imposent pour rétablir la population sont notamment de restreindre fortement la pression de piégeage et de protéger l'habitat.

TABLE DES MATIÈRES

	<u>Page</u>
RÉSUMÉ.....	i
TABLE DES MATIÈRES	ii
LISTE DES TABLEAUX	iii
LISTE DES FIGURES	iv
1. INTRODUCTION	1
2. MATÉRIEL ET MÉTHODE	3
2.1 Aire d'étude.....	3
2.2 Capture-recapture.....	3
2.3 Inventaire des terriers.....	6
2.4 Nombre d'unités familiales.....	7
2.5 Production de jeunes	7
2.6 Détermination de la maturité.....	8
2.7 Enquête auprès des trappeurs.....	8
3. RÉSULTATS	9
3.1 Historique des captures	9
3.2 Tendance de la population	10
3.3 Inventaire des terriers.....	12
3.4 Nombre d'unités familiales	15
3.5 Estimation de la population de jeunes	18
3.6 Rapport des sexes.....	20
3.7 Structure d'âge	22
3.8 Indice de la production de jeunes	24
3.9 Estimations de la population.....	25
3.10 Estimation du taux d'exploitation	26
4. ÉTAT DE LA POPULATION.....	27
5. STRATÉGIE DE GESTION.....	32
5.1 Au niveau du contrôle de l'exploitation	32
5.2 Au niveau de la protection de l'habitat.....	32
5.3 Au niveau de la recherche.....	34
REMERCIEMENTS	35
LISTE DES RÉFÉRENCES	36

LISTE DES TABLEAUX

	<u>Page</u>
Tableau 1. Répartition de l'effort de piégeage (pièges/nuit) lors de la campagne de marquage des renards.....	5
Tableau 2. Répartition du nombre de terriers actifs et inactifs par secteur.....	14
Tableau 3. Première estimation du nombre d'unités familiales et distance entre les terriers les plus éloignés d'une même unité (tache). Le nombre de terriers par unité est indiqué en exposant.....	16
Tableau 4. Deuxième estimation du nombre d'unités familiales et distance entre les terriers les plus éloignés d'une même unité (tache). Le nombre de terriers par groupe est indiqué en exposant.....	17
Tableau 5. Nombre d'individus par classe d'âge et par sexe, récoltés et/ou recensés en 1989-90 et au cours des deux années précédentes.....	21
Tableau 6. Densité du Renard roux aux îles-de-la-Madeleine et en divers endroits en Amérique du Nord.....	31

LISTE DES FIGURES

	<u>Page</u>
Figure 1. L'aire d'étude, l'archipel des îles-de-la-Madeleine et la densité des terriers dans les divers secteurs du territoire.....	4
Figure 2. Évolution de la récolte et du nombre de trappeurs pour les saisons 1969-70 à 1989-90.....	9
Figure 3. Évolution des valeurs réelles (points) et calculées (courbe) du nombre de renards capturés de 1969-70 à 1989-90.....	11
Figure 4. Évolution saisonnière du pourcentage de juvéniles pour la récolte de 1989-90 aux îles-de-la-Madeleine et pour trois saisons à la Réserve faunique des Laurentides.....	23
Figure 5. Évolution saisonnière du pourcentage des captures pour la récolte de 1987-88, 1988-89 et 1989-90 aux îles-de-la-Madeleine.....	24

1. INTRODUCTION

Le Renard roux (Vulpes vulpes) est présent aux Îles-de-la-Madeleine depuis plusieurs siècles. La plus ancienne mention remonte à 1534, alors que Jacques Cartier a aperçu l'espèce lors de son premier voyage dans l'Archipel. Les récits des naturalistes de passage aux îles au XIXe siècle, comme J. J. Audubon en 1833 et C. B. Cory en 1878, font état d'une certaine abondance du renard et du commerce des peaux. Ces deux explorateurs signalent la présence de la forme argenté en plus de la forme rousse (Audubon 1900; Cory 1878). Audubon (1900) mentionne également que l'espèce était présente à l'Île Brion en 1833. On peut considérer la population de Renard roux comme étant indigène, car on n'a aucune preuve de son introduction par l'homme et il n'est pas impossible que l'espèce ait colonisé l'Archipel en traversant sur le pont de glace couvrant les eaux du Golfe (Burton 1976). Par ailleurs, la population locale a pu subir des influences génétiques constantes de l'extérieur par l'apport d'individus provenant du continent et par la dispersion de Renard roux d'élevage échappés de captivité

La population de renard de l'Archipel n'a pas fait l'objet de beaucoup de recherche. Le travail de Gauthier (1980) a apporté les premières informations sur l'utilisation du territoire par le renard et sur l'abondance de certaines de ses proies (la Souris sylvestre, le Campagnol des champs, le Lièvre d'Amérique et l'Écureuil roux). Gauthier a tenté de préciser l'isolement génétique de la population locale en comparant le crâne du Renard roux de l'Archipel à celui de d'autres régions périphériques du Golfe. Bien que peu approfondie, cette étude n'a dévoilé que peu de distinctions dans la forme du crâne, ce qui laisse croire que la population n'est pas très distincte génétiquement. L'étude effectuée par Polygec Inc. (Anonyme 1983) et, dans un moindre mesure, celles de Burton (1976) et de Gauthier (1980) présentent les seules données historiques fournissant des indices sur l'abondance de la population du Renard roux aux Îles-de-la-Madeleine. Dans l'étude de Polygec Inc., on montre également l'utilisation du territoire par le renard au début du printemps. On y donne des statistiques sur les activités de piégeage, de même qu'une vue sommaire de la problématique du piégeage. Certains aspects de l'écologie du Renard roux de la région y sont discutés.

La présente étude fait suite aux demandes de la Municipalité régionale de comté des Îles-de-la-Madeleine, des municipalités de Havre-Aubert et de Grosse-Île, de l'Association des chasseurs et pêcheurs sportifs des Îles, du Mouvement pour la valorisation du patrimoine naturel des Îles et de la majorité des trappeurs qui désiraient que l'on dresse un tableau d'ensemble de l'état de la population du Renard roux aux Îles-de-la-Madeleine.

Afin de répondre à la demande des intéressés et de s'assurer d'une saine gestion de la ressource, nous nous sommes fixés les objectifs suivants: 1) évaluer l'abondance de la population, 2) établir sa dispersion 3) estimer le niveau actuel de la récolte, puis faire le relevé des captures antérieures et 4) faire un bilan de l'état de la population. Cette étude est complétée par une analyse des diverses options de gestion qui s'inspirent des recommandations des trappeurs et des autres intervenants du milieu.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Aire d'étude

Notre étude couvre le groupe d'îles inter-reliées de l'Archipel et les îlots lagunaires (figure 1). Nous avons aussi obtenu certains renseignements concernant le statut du renard à l'Île Brion et à l'Île d'Entrée.

2.2 Capture-recapture

Nous avons choisi deux approches pour évaluer l'abondance de la population du Renard roux aux Îles-de-la-Madeleine. La première est basée sur la méthode de capture-recapture. Pour capturer les renards vivants, nous avons utilisé des pièges à pattes coussinés modèle #3 et #1 1/2 et des collets à cou munis d'un mécanisme empêchant la strangulation. Les deux engins de capture devaient permettre de diminuer les risques de blessure. Les pièges ont préalablement été traités afin d'éliminer les odeurs et d'améliorer leur camouflage. Ainsi, après les avoir fait rouiller, on les a fait bouillir 20 à 30 minutes dans une solution de "log wood" et d'herbage provenant du milieu. Ensuite, les pièges ont été cirés, c'est-à-dire trempés dans de la paraffine chaude jusqu'à ce qu'ils aient atteint la température de cette dernière. Les collets fabriqués avec un câble d'acier galvanisé ont également été bouillis et cirés.

L'effort de piégeage a été orienté vers les milieux présentant une activité récente. Les zones actives ont été identifiées lors de l'inventaire des terriers. Un premier trappeur a tendu des pièges à pattes du 17 juillet au 18 octobre 1989 dans la partie nord de l'archipel. Un second trappeur a placé des collets et des pièges à pattes dans la partie sud de l'archipel entre le 18 septembre et le 24 octobre. La distribution de l'effort de piégeage dans chaque partie du territoire est présentée au tableau 1.

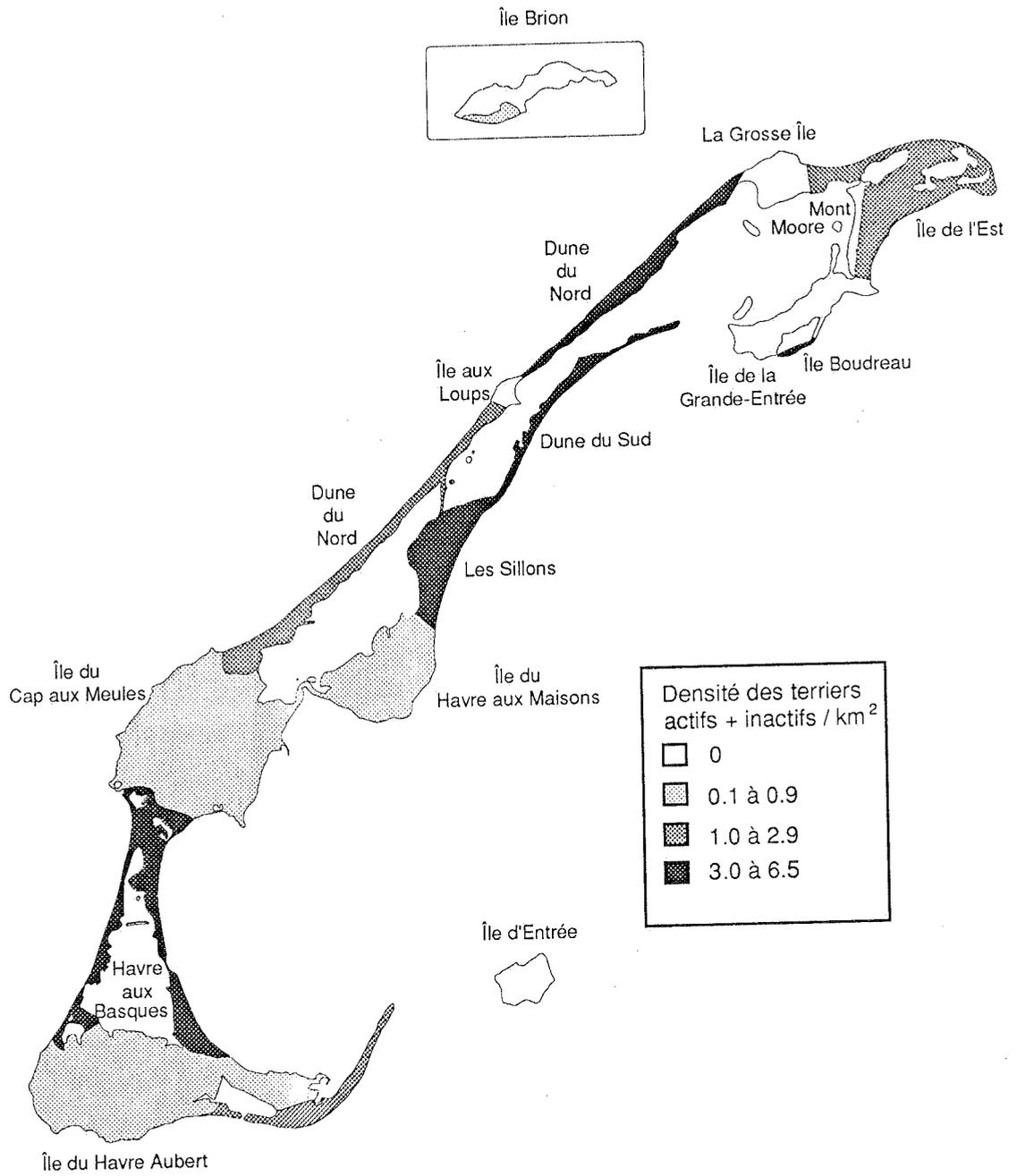


Figure 1. L'aire d'étude, l'archipel des Îles-de-la-Madeleine et la densité des terriers dans les divers secteurs du territoire.

Tableau 1. Répartition de l'effort de piégeage (piège/nuit) lors de la campagne de marquage des renards.

Sites	Nb de nuit-piège		
	a) piège à pattes	b) collet	c) total
<u>a) Milieux sablonneux</u>			
Sandy Hook à la Dune du Bassin	77	-	77
Les dunes bordant le Havre aux Basques	143	-	143
Les Sillons (Île du Havre aux Maisons)	527	-	527
Dune du Sud (la pointe nord de l'Île du Havre aux Maisons)	378	-	378
Dune du Nord (entre Fatima et l'Île aux Loups)	210	-	210
Dune du Nord (entre l'Île aux Loups et La Grosse-Île)	538	-	538
Dune de l'Est entre Leslie et le Cap de l'Est	25	-	25
L'Île de l'Est	327	-	327
<u>b) Milieux agro-forestiers, sol terreux</u>			
Île du Havre Aubert	98	119	217
Île du Cap aux Meules	-	6	6
La Grosse-Île	15	-	15

Les animaux capturés ont été étiquetés avec deux types de pièces de métal, l'une circulaire en aluminium d'un diamètre de 0,5 cm et l'autre de forme rectangulaire en cuivre de 1,5 cm de longueur. Les deux types d'étiquettes portaient un numéro de référence et étaient fixées aux lobes de l'oreille que l'on avait perforés pour permettre leur fixation. Le sexe, la maturité, le poids et la longueur totale des individus capturés ont été notés. La patte de l'animal était massée avant son relâchement. La recapture d'animaux étiquetés a eu lieu pendant la période de marquage et durant la saison de trappage s'étendant du 18 octobre 1989 au 1er mars 1990. Les trappeurs étaient avisés de nous contacter afin que l'on puisse récolter les carcasses et les étiquettes.

2.3 Inventaire des terriers

La deuxième approche utilisée pour évaluer l'abondance de la population repose sur l'inventaire des terriers actifs, l'estimation du nombre de couples reproducteurs et la production moyenne des renardes. Entre le 21 juin et le 17 septembre 1989, on a procédé à l'inventaire des terriers. La partie sablonneuse du territoire fut couverte à plus de 90 % en circulant à pied dans les habitats potentiels (non-humide). Les milieux agro-forestiers (sol terreux) ont fait l'objet d'un inventaire moins systématique avec une couverture de moins de 50 %. En ce qui concerne ces derniers milieux, nos efforts de recherche sur le terrain ont cependant été orientés par les informations obtenues auprès des trappeurs locaux qui avaient localisé des terriers dans les dernières années. Ainsi, le pourcentage de couverture en milieu agro-forestier est en réalité plus élevé que ce qui est susmentionné et se rapproche d'une couverture totale, puisque le territoire habitable par le renard est relativement restreint et que les trappeurs ont une bonne connaissance de l'activité des renards au début de la période de reproduction. Cette période correspond en effet à la fin de la saison de trappage. L'inventaire des terriers en milieu sablonneux s'est terminé avant le début d'août, alors que débutait l'inventaire en milieu agro-forestier.

Pour chaque terrier on notait les d'indices d'une occupation récente: la présence de matériel fraîchement sorti du terrier, de fèces et de pistes, l'absence de toile d'araignée ou de végétation aux ouvertures des terriers, la présence de sentiers menant aux ouvertures, d'odeur provenant du terrier et de trous creusés par les jeunes à proximité du terrier principal. L'analyse des indices a permis de déterminer si le terrier était actif ou non.

Pour les terriers localisés à la fin de la période d'inventaire, il y avait de fortes chances qu'un certain nombre de ceux-ci qui étaient actifs plus tôt en saison présentent peu de signes d'activité. On a fait appel aux trappeurs et à d'autres personnes ressources pour savoir si un terrier localisé avait ou non été occupé au cours de l'année. Dans d'autres cas, on considérait que le terrier avait déjà été actif s'il y avait présence d'un sentier dans la végétation près de son embouchure. L'emplacement de chaque terrier actif a été reporté sur des photocopies de photographies aériennes (échelle 1:50000, prises en 1983) publiées par le Service de la cartothèque du ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec.

2.4 Nombre d'unités familiales

Un couple reproducteur se délimite un territoire puis il le défend. À l'intérieur de ce territoire, il peut y avoir plusieurs terriers de sorte qu'au niveau spatial les terriers sont dispersés en forme de tache. Sargeant (1975) a estimé que si deux tanières sont distantes de moins de 1,6 km, elles appartiennent à la même famille. Dans notre étude, on émet l'hypothèse qu'un groupe de terriers (tache) appartient à une même unité familiale selon leur rapprochement. L'unité familiale peut être composée d'un couple avec ou sans renardeaux ou d'un solitaire de 1 ans ou plus. Les distances entre les terriers d'une même unité familiale seront comparées aux résultats de Sargeant.

2.5 Production de jeunes

Le nombre moyen de jeunes mis au monde par les renardes a été estimé à partir des cicatrices placentaires des femelles capturées au cours de la saison de trappage 1989-1990. Cette méthode, décrite par Sheldon (1949), est largement utilisée et fiable (Allen 1983; Lindström 1981; Jutras 1987). Après leur prélèvement, les tractus génitaux ont été conservés au congélateur à -20°C pendant un maximum de 8 mois. Après la décongélation, on a fait une incision longitudinale dans le tractus pour faciliter la lecture du nombre de cicatrices, comme le suggérait Kirkpatrick (1980). Le type de cicatrice placentaire, noire ou grise, détermine s'il y a eu ou non avortement. Cela permet donc d'évaluer le nombre de naissances possibles par portée (Lindström 1981). Il est à noter que le nombre de cicatrices placentaires peut surestimer le nombre de jeunes produits, car il ne tient pas compte de la mortalité intra-utérine (Englund 1970).

2.6 Détermination de la maturité

Nous avons extrait les canines des renards capturés et mesuré la dimension de la cavité pulpaire à partir de radiographies. La méthode décrite par Gagnon et Fortin (1987) permet de déterminer si l'individu est un jeune de moins de un ans ou un adulte d'âge inconnu.

2.7 Enquête auprès des trappeurs

Afin de dresser un portrait de la récolte des années antérieures, nous avons interrogé les trappeurs pour connaître le nombre de captures par saison en remontant aussi loin qu'il leur était possible. De plus, pour les saisons de piégeage 1987-1988, 1988-1989 et 1989-1990, les trappeurs ont rempli un formulaire sur lequel ils devaient inscrire le sexe du renard, de même que la date et le lieu de sa capture. Le nombre de trappeurs qui se sont procurés un permis est de 20 pour la saison 1987-88, 17 pour 1988-89 et 22 pour 1989-90. Un certain nombre d'entre-eux n'ont pas fait d'effort de piégeage, soit 6 individus en 1987-88, 8 ind. en 1988-89 et 15 ind. en 1989-90. Dans les chapitres qui suivent, nous considérons uniquement les trappeurs qui ont été actifs pour établir, entre autre, les prises par unité d'effort.

3. RÉSULTATS

3.1 Historique des captures

Une enquête approfondie effectuée auprès des trappeurs et des ex-trappeurs a permis de parfaire et de compléter le tableau historique des captures qui avait déjà été présenté par la firme Polygec Inc. (Anonyme 1983). La figure 2 illustre la courbe épousant le mieux l'évolution de la récolte entre 1969 et 1989. Selon cette courbe, la tendance des captures à moyen terme montre que les prises étaient plus importantes avant 1977 (jusqu'à 100 peaux au début des années 1970) qu'au cours des treize dernières années (jusqu'à 58 peaux par saison vers le milieu des années 1980). Un écart important existe donc entre les captures de ces deux périodes comme on l'avait souligné dans les travaux de Polygec Inc. (Anonyme 1983).

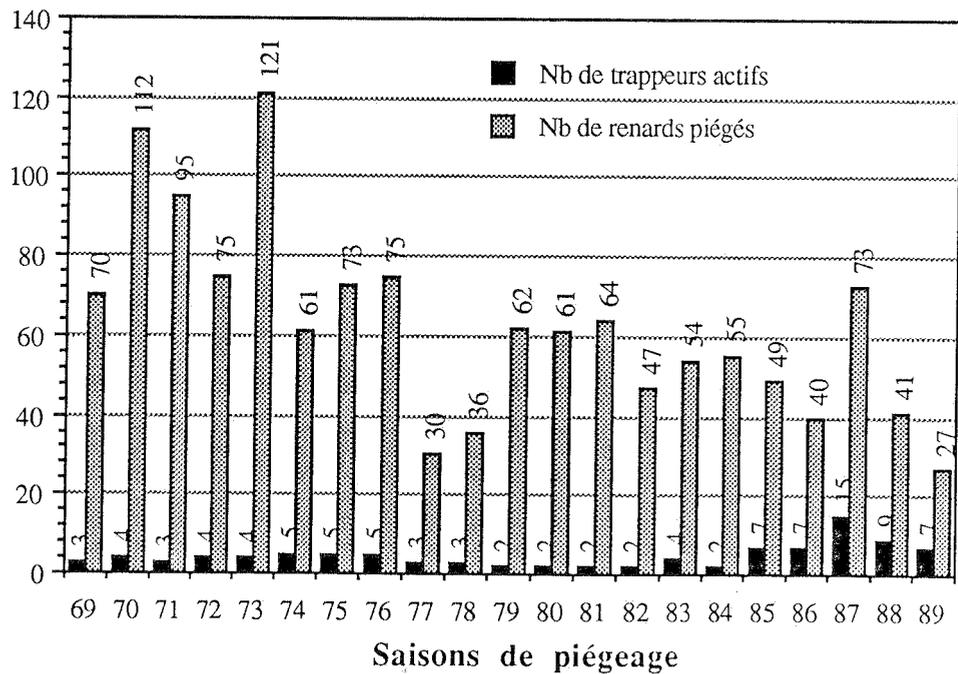


Figure 2. Évolution de la récolte et du nombre de trappeurs pour les saisons 1969-70 à 1989-90.

3.2 Tendance de la population

L'évolution des captures de renards est un indice plus précis des changements qui surviennent dans l'abondance de la population lorsqu'on pondère les captures par l'effort de piégeage. Or, peu de données historiques existent sur ce sujet. Néanmoins, on sait que dans les cinq dernières années (1985-1989), les trappeurs actifs ont été aussi nombreux, sinon plus, qu'au cours des années 70 (figure 2). Le prix des peaux au Québec en général a d'ailleurs atteint un sommet vers le début des années 80 (Lemieux 1989), ce qui a pu stimuler les trappeurs à être davantage actifs. Il est donc fortement plausible que l'effort de piégeage ait été au moins tout aussi important durant la récente décennie qu'au cours de la précédente. On aurait dû s'attendre à ce que l'effort de piégeage et les prises suivent la demande (le prix moyen des peaux), comme pour l'ensemble du Québec (Lemieux 1989). Il appert que les prises aux Îles-de-la-Madeleine ont évolué très différemment de celles du Québec en général. Ainsi, la population de Renard roux de l'Archipel montre à moyen terme (sur 20 ans) une tendance à la baisse de ses effectifs d'au moins 30 % (la différence entre le sommet des années 70, 100 peaux et celui de la décennie 1980, 58 peaux).

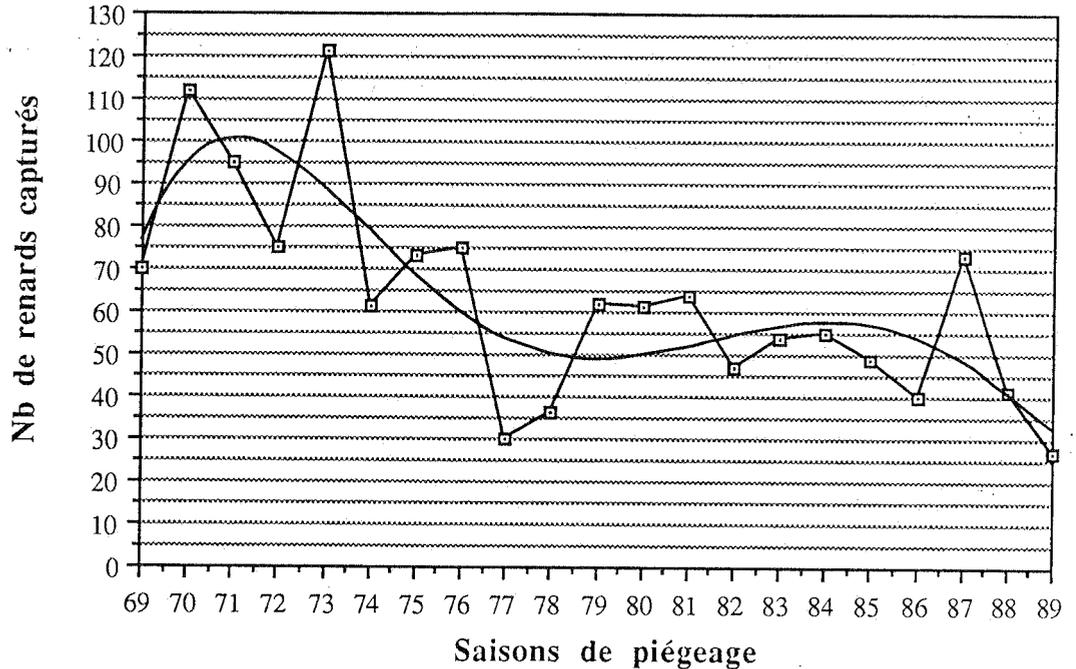


Figure 3. Évolution des valeurs réelles (points) et calculées (courbe) du nombre de renards capturés de 1969-70 à 1989-90.

Historiquement, les captures ont connu un creux vers 1977 et une seconde baisse récemment en 1989. La récolte de 1989-90 (27 renards) se compare à celle de 1977 (~30 renards). La baisse de 1977 a été mise en relation avec l'utilisation de raticide dans les dépotoirs municipaux et la propagation de la maladie du Carré (Anonyme 1983). Il est intéressant de noter qu'après deux saisons, le niveau de la récolte était quasi revenu à son niveau antérieur. Cela tend à démontrer que la population a pu rapidement se rétablir après une forte diminution.

Nos statistiques sur les activités de piégeage sont plus précises pour les trois dernières saisons, car les trappeurs devaient inscrire leurs prises annuelles sur un formulaire. Durant cette période, on a aussi dénombré précisément le nombre de trappeurs actifs et inactifs (détenteurs d'un permis seulement). Ainsi depuis trois ans, les captures ont chuté de 63 %, passant de 73 renards capturés à 27. Cette chute des captures

peut être reliée en partie à la diminution de l'effort de piégeage. Les trappeurs auraient diminué leur effort parce qu'ils estimaient que la ressource avait atteint un niveau critique. Lorsqu'on ramène ces prises à la meilleure unité d'effort de piégeage que nous ayons à notre disposition, soit le nombre de trappeurs actifs, on note une légère tendance à la baisse des captures par unité d'effort: 4,9 en 1987-88, 4,6 en 1988-89 et 3,9 en 89-90. Au cours des trois dernières années, les trappeurs actifs ont toutefois récolté leurs captures de plus en plus tôt en saison (figure 5), ce qui laisse croire que le trappeur actif moyen arrête de piéger plus tôt en saison. Il s'agit là d'un indice démontrant que l'unité d'effort n'est pas nécessairement demeurée constante au cours des trois dernières saisons de piégeage. Cela pourrait expliquer en partie la tendance à la baisse des prises par unité d'effort, telle que présentée ci-haut.

Le fait que les trappeurs actifs raccourcissent de plus en plus leur saison de piégeage (figure 4) depuis trois ans cela peut être considéré à lui seul comme un indice de décroissance de la population. Pour que les prises par unité d'effort traduisent fidèlement le niveau d'abondance de la population il faudrait que l'unité d'effort soit définie et mesurée de manière précise. La définition de l'unité d'effort devrait comporter non seulement le nombre de pièges/jour, mais aussi le temps qu'un trappeur passe à la recherche d'une piste. Bien souvent, un trappeur ne tend un piège que s'il y a un indice de la présence d'un renard dans un secteur. S'il y a peu de renards dans un territoire, en mettant plus d'effort à la recherche d'indices (pistes, fèces, sentiers, etc.), le trappeur aura encore de bonnes chances de capturer un renard avec son piège. Ainsi, en considérant seulement les pièges/jour comme unité l'effort, il peut s'en suivre une sous-estimation de l'unité d'effort, principalement lorsque la population décline.

3.3 Inventaire des terriers

Nous avons dénombré 257 terriers pour l'ensemble du territoire. De ce nombre, 73 présentaient des signes récents d'activité. Le tableau 1 et la figure 1 nous montrent la répartition du nombre de terriers actifs et inactifs par habitat et site.

Une comparaison entre les milieux sablonneux et les autres milieux (sol terreux en majorité) montre que les premiers sont les plus propices pour le creusage de terriers. On

y retrouve plus de 95 % des terriers actifs, alors que leur superficie totale ne représente que 35 % de la superficie totale du territoire. D'après la répartition des terriers, le secteur de "Les Sillons" de l'île du Havre-aux-Maisons, de même que le secteur de la Dune du Nord entre Pointe-aux-Loups et Grosse-île constituaient les milieux les plus utilisés comme habitat de reproduction en 1989, puisqu'on y retrouvait respectivement 24 % et 21% des terriers actifs de l'ensemble de la zone d'étude. Les milieux sablonneux bordant les lagunes de Havre-aux-Maisons et de Grande-Entrée présentent les plus fortes densités de terriers actifs par unité de surface (tableau 1); le maximum enregistré est de 2,0 terriers actifs par km² dans la Dune du Nord entre Pointe-aux-Loups et Leslie. Il semble que les abords sablonneux du Havre-aux-Basques ont été antérieurement plus actifs, puisqu'on y a dénombré un nombre élevé de terriers non-actifs (66). Le pourcentage de terriers actifs n'y est que de 11 %, alors que la moyenne générale pour l'ensemble de la zone d'étude se situe à 28 %. Deux secteurs sablonneux de superficie relativement importante, soit le Sandy Hook et la Dune de l'Ouest n'ont pas servi à la reproduction en 1989, puisque aucun terrier n'y a été retrouvé.

Les terriers sont peu abondants pour les noyaux insulaires agro-forestiers. Au total, on n'y a retrouvé que 4 % des terriers actifs et 7 % des terriers inactifs. Les terriers actifs (3) ont été découverts sur l'île du Havre-Aubert. Selon les informations qui nous ont été transmises par les trappeurs de cette île, il appert que la population de renards était autrefois importante dans ce secteur et que les terriers étaient nombreux. Lors de l'inventaire effectué par Polygec Inc. en avril 1983, le secteur montrait encore des signes d'activité plus importants que dans les autres secteurs (Anonyme 1983). Ces informations contrastent avec l'activité qu'on y a décelée en 1989. Il en est de même pour le secteur forestier situé au nord de l'île du Cap-aux-Meules où la présence de terriers actifs était apparemment courante. Nous avons visité ces anciens terriers et aucun ne montrait de signes récents d'activité lors de la dernière saison. Le secteur était déjà peu actif en avril 1983 (Anonyme 1983). Par ailleurs, le secteur le plus actif de la présente étude, soit la Dune-du-Nord entre Pointe-aux-Loups et Grosse-île, ne montrait aucun signe d'activité lors de l'inventaire d'avril 1983 (Anonyme 1983).

Tableau 2. Répartition du nombre de terriers actifs et inactifs par secteur.

Site	Terriers		Superficie (km ²)	Densité des terriers	
	actifs (Ta) (nb)	inactifs (Ti) (nb)		Ta/km ²	Ta+Ti/km ²
<u>a) Milieux sablonneux</u>					
Sandy Hook à la Dune du Bassin	2	4	5,5	0,4	1,1
Les dunes bordant le Havre aux Basques	7	66	11,6	0,6	6,3
Les Sillons (Île du Havre aux Maisons)	17	30	11,4	1,5	4,1
Dune du Sud (la pointe nord de l'Île du Havre aux Maisons)	8	15	4,1	1,4	5,6
Dune du Nord (entre Fatima et Pointe-aux-Loups)	11	12	8,9	1,2	2,6
Dune du Nord (entre Pointe-aux-Loups, et La Grosse-Île)	15	16	7,4	2,0	4,2
Dune de l'Est entre Leslie et le Cap de l'Est	0	2	0,8	0,0	2,5
Pointe de l'Est	9	21	15,4	0,6	1,9
Les dunes à l'est et à l'ouest de l'Île Boudreau	0	0	0,2	0	0
Les îlots de sable (dans la lagune de Grande-Entrée)	0	1	1,04	0	1,0
Île Brion (partie sablonneuse)	1	1	1,2	0,8	0,8
Total	70	168	67,5		
<u>b) Milieux agro-forestiers, sol terreux</u>					
Île d'Entrée	0	0	4,1	0	0
Île du Havre Aubert	3	11	44,3	0,1	0,3
Île du Cap aux Meules	0	8	45,5	0	0,2
Île du Havre aux Maisons	0	4	16,5	0	0,2
Île aux Loups	0	0	1,2	0	0
La Grosse-Île	0	0	3,6	0	0
Secteur (Cap de l'Est, Mont Moore et le cordon de terre en direction de Old Harry)	-	-	1,5	-	-
Île de la Grande Entrée	0	0	8,0	0	0
Île Boudreau	0	1	0,3	0	3,3
Île aux Loups Marins	0	1	0,2	0	5,0
Île aux Cochons	0	0	0,04	0	0
Total	3	16	125,1		

3.4 Nombre d'unités familiales

Au tableau 3, on retrouve la distribution des terriers actifs. Selon une première estimation, le nombre d'unités familiales, basé sur le nombre de taches (groupe de terriers), serait de 25. Il est à remarquer que pour le secteur de la Dune-du-Nord entre Pointe-aux-Loups et Grosse-Île, nous émettons l'hypothèse qu'il y a trois familles au lieu d'une seule, comme le suggère le regroupement des terriers, puisque le secteur présente un nombre élevé de terriers (15). La distance maximale moyenne séparant les terriers d'une même unité familiale est de 0,3 km et la valeur maximale est de 1,1 km. Cette dernière valeur est inférieure au 1,6 km que Sargeant (1975) avait fixé dans une étude similaire.

Dans une deuxième estimation, nous agrandissons la superficie des domaines vitaux des familles à un niveau qui devrait nous donner le minimum possible d'unités (tableau 4). Selon cette approche, on obtient 18 unités familiales. La distance maximale moyenne séparant les terriers d'une même unité familiale est de 0,7 km et la valeur maximale est de 3,8 km. Selon cette hypothèse, deux unités familiales auraient des terriers séparés de plus de 1,6 km et selon les critères de Sargeant (1975), les terriers devraient appartenir à plus de deux familles. Le nombre moyen de terriers actifs par unité familiale est de 4,3. Cependant, dans les milieux agro-forestiers, il n'y a qu'un terrier actif par unité familiale et au moins 9 unités familiales ne possèdent qu'un ou deux terriers. Il y a donc une certaine possibilité que des renards solitaires forment ces unités familiales.

Ces deux approches nous amènent à conclure qu'il y avait entre 18 et 25 unités familiales au printemps 1989. D'autre part, on a pu sous-estimer légèrement le nombre d'unités familiales parce que certaines zones de l'Archipel n'ont pas été inventoriées.

Tableau 3. Première estimation du nombre d'unités familiales et distance entre les terriers les plus éloignés d'une même unité (tache). Le nombre de terriers par unité est indiqué en exposant.

Sites	Terriers actifs (nb)	Groupes de terriers (nb)	Unités familiales (nb)	Distance entre les terriers d'une même groupe (km)
<u>a) Milieux sablonneux</u>				
Sandy Hook et la Dune du Bassin	2	1	1	0,2 ²
Les dunes bordant le Havre aux Basques	7	3	3	0,1 ² -0,0 ¹ -0,2 ⁴
Les Sillons (Île du Havre aux Maisons)	18	5	5	0,4 ³ -0 ¹ -0,3 ⁷ -0,3 ⁵ -0,9 ²
Dune du Sud (la pointe nord de l'Île du Havre aux Maisons)	7	3	3	0,1 ² -0 ¹ -1,1 ³
Dune du Nord (entre Fatima et l'Île aux Loups)	11	3	3	0,1 ² -0,9 ⁸ -0 ¹
Dune du Nord (entre L'Île aux Loups et La Grosse Île)	15	1	3	0,5 ¹⁵
Dune de l'Est entre Leslie et le Cap de l'Est	0	0	0	-
L'Île de l'Est	9	3	3	0,4 ² -0,8 ⁴ -0,3 ³
Les dunes à l'est et à l'ouest de l'Île Boudreau	0	0	0	-
Les îlots de sable (dans la Lagune de la Grande Entrée)	0	0	0	-
Île Brion	1	1	1	0 ¹
<u>b) Milieux agro-forestiers, sol terreux</u>				
Île d'Entrée	0	0	0	-
Île du Havre Aubert	3	3	3	0 ¹ -0 ¹ -0 ¹
Île du Cap aux Meules	0	0	0	-
Île du Havre aux Maisons	0	0	0	-
Île aux Loups	0	0	0	-
La Grosse Île,	0	0	0	-
Cap de l'Est,	0	0	0	-
Mont Moore et le cordon de terre en direction de Old Harry				
Île de la Grande Entrée	0	0	0	-
Île Boudreau	0	0	0	-
Île aux Loups Marins	0	0	0	-
Île aux Cochons	0	0	0	-

Tableau 4. Deuxième estimation du nombre d'unités familiales et distance entre les terriers les plus éloignés d'une même unité (tache). Le nombre de terriers par groupe est indiqué en exposant.

Site	Terriers actifs (nb)	Groupes de terriers (nb)	Unités familiales (nb)	Distance entre les terriers d'un même groupe (km)
a) <u>Milieux sablonneux</u>				
Sandy Hook et la Dune du Bassin	2	1	1	0,2 ²
Les dunes bordant le Havre aux Basques	7	3	3	0,1 ² -0,0 ¹ -0,2 ⁴
Les Sillons (Île du Havre aux Maisons)	18	2	2	1,2 ⁴ -1,5 ¹⁴
Dune du Sud (la pointe nord de l'Île du Havre aux Maisons)	7	2	2	3,6 ⁵ -0,1 ²
Dune du Nord (entre Fatima et L'Île aux Loups)	11	1	1	3,8 ¹¹
Dune du Nord (entre L'Île aux Loups et La Grosse-Île)	15	1	1	0,5 ¹⁵
Dune de l'Est entre Leslie et le Cap de l'Est	0	0	0	-
L'Île de l'Est	3	3	3	0,4 ² -0,8 ⁴ -0,3 ³
Les dunes à l'est et à l'ouest de l'Île Boudreau	0	0	0	-
Les îlots de sable (dans la Lagune de la Grande Entrée)	0	0	0	-
Île Brion	1	1	1	0 ¹
b) <u>Milieux agro-forestiers, sol terreux</u>				
Île d'Entrée	0	0	0	-
Île du Havre Aubert	3	3	3	0 ¹ -0 ¹ -0 ¹
Île du Cap aux Meules	0	0	0	-
Île du Havre aux Maisons	0	0	0	-
Île aux Loups	0	0	0	-
La Grosse Île	0	0	0	-
Cap de l'Est,	0	0	0	-
Mont Moore et le cordon de terre en direction de Old Harry				
Île de la Grande Entrée	0	0	0	-
Île Boudreau	0	0	0	-
Île aux Loups Marins	0	0	0	-
Île aux Cochons	0	0	0	-

3.5 Estimation de la population de jeunes

Au cours de la période précédant la saison de piégeage, nous avons marqué 11 jeunes âgés de moins de 0,5 an et un adulte (selon sa taille, son agressivité et sa fourrure). L'adulte marqué n'a pas été recapturé. Chez les jeunes, il y eu 3 recaptures avec remise en liberté par notre équipe de trappeurs, 8 recaptures durant la saison de trappage et une jeune renarde a été heurtée par un véhicule avant cette saison. Le nombre de jeunes, marqués et non-marqués, capturés par les trappeurs s'élève à 13 individus, ce qui fait un total de 14 jeunes recensés en incluant celui qui est heurté mortellement.

Nous avons estimé le nombre de jeunes produits par la méthode de "Peterson ajustée" (Ricker 1980). Puisque le nombre d'individus marqués est supérieur à 4 et que le produit du nombre d'individus marqués par le nombre d'individus capturés est 4 fois plus élevé (154) que l'estimation la plus élevée de la population juvénile (144), le biais statistique est négligeable (Ricker 1980). Le nombre estimé de jeunes est de 18 avec un intervalle de confiance à 95 % se situant entre 10 et 36 individus.

L'évaluation de la population juvénile n'est valable que si un certain nombre de conditions sont remplies. Nous discutons ci-après des biais possibles provenant de chacune de ces conditions:

1ère condition: il faut que les renards marqués aient le même taux de mortalité naturelle que les non marqués. Nous n'avons aucune raison de croire qu'il en soit autrement. Même si la situation était légèrement différente, le temps entre la période de marquage et celle de recapture fut relativement court, soit en moyenne quatre mois (marquage: juillet à septembre; recapture: octobre à février). Ainsi, sur une si courte période de temps, il est peu probable que la mortalité naturelle du groupe d'âge 0,5 ans soit suffisamment importante et puisse, s'il y a un écart, biaiser les résultats.

2è condition: il faut que les renards marqués soient aussi vulnérables au piégeage que les non marqués. Il est à noter que nous avons recapturé puis relâché trois jeunes marqués et qu'une forte proportion d'individus marqués ont été recapturés lors de la saison de piégeage. Il est probable que l'on capture d'abord les plus vulnérables de la population et

que leur remise en liberté provoque une réaction d'évitement comparable à celle des individus plus méfiants, de sorte que le genre de biais susmentionné est négligeable.

3^e condition: les renards marqués ne perdent pas leurs étiquettes. Des individus marqués ont effectivement perdus une étiquette ou les deux. Cependant, les cicatrices que la pose ou l'arrachement de celles-ci laissent sur leurs lobes auriculaires permettent d'identifier l'animal qui a été marqué préalablement. Cinq individus ont perdu au moins une étiquette et trois de ceux-ci ont perdu les deux.

4^e condition: les renards marqués se mêlent au hasard aux sujets non marqués, ou encore, l'effort de piégeage (au cours de la saison de piégeage) est proportionnel au nombre de renards présents dans les différentes parties du territoire. Lors de la période de marquage, nous avons concentré notre effort de terrain là où les indices d'abondance étaient plus nombreux (abondance des terriers, des pistes et des fèces). Les trappeurs suivent sensiblement la même stratégie au niveau de la répartition de leurs efforts de piégeage.

5^e condition: toutes les marques sont identifiées et signalées au moment de la recapture. Les trappeurs ont examiné les oreilles de 100% de leurs captures et notre personnel a inspecté 25 des 28 carcasses de renards capturés. Pour trois d'entre elles, on n'a pas pu déterminé l'âge de l'animal. Il pouvait donc y avoir un certain nombre de jeunes parmi eux. Si l'on applique le pourcentage de juvéniles capturés durant cette période (décembre à février) aux individus d'âge indéterminé, il appert qu'environ un autre jeune faisait probablement partie du groupe d'individus d'âge non déterminé. Le nombre total de captures (réelles et hypothétiques) s'élève donc à 15, ce qui produit une estimation de 19 renardeaux et un intervalle de confiance se situant entre 11 et 38 jeunes.

6^e condition: il n'y a qu'un ajout négligeable de recrues à la population exploitable durant la période où se font les recaptures. Les renardes mettent bas au printemps, de sorte qu'il n'y a eu en principe aucune possibilité de recrutement au cours de la saison de marquage (juillet à septembre) ou durant la saison de piégeage.

3.6 Rapport des sexes

Parmi les carcasses des renards récoltés durant la saison de piégeage 1989-90, le rapport des sexes est de 1,18 mâles par femelle. Ce rapport ne diffère pas significativement de 1:1 ($G_{aj}=0,00$, d.l.=1; $P>0,95$). Les sexe-ratio sont significativement différents ($G_{aj}=4,19$, d.l.=1; $P<0,05$) entre les adultes et les juvéniles. Une comparaison des rapports observés avec un rapport théorique de 1:1 ne montre aucune différence significative tant pour le segment adulte ($G_{aj}=0,05$, d.l.=1; $P>0,75$) que pour le segment juvénile ($G_{aj}=0,36$, d.l.=1; $P>0,50$) de notre échantillon, fortement représentatif de la récolte.

Tableau 5. Nombre d'individus par classe d'âge et par sexe, récoltés et/ou recensés en 1989-90 et au cours des deux années précédentes.

Classe d'âge	Saison de piégeage			Pré-saison + saison		
	Mâle	Femelle	Total	Mâle	Femelle	Total
<u>1989-90</u>						
Adultes	4	7	11	5	7	12
Juveniles	9	4	13	10	6	16
Total	13	11	24	15	13	28
<u>1988-89</u>						
Total	23	13	36			
<u>1987-88</u>						
Total	18	13	31			

Si l'on considère les individus capturés en pré-saison de piégeage et ceux récoltés au cours de la saison de piégeage (tableau 5), on obtient les mêmes résultats et tendances que ceux susmentionnés.

Au tableau 5 figure aussi le rapport des sexes (d'individus d'âge indéterminé) pour les années 1987-88 et 1988-89. Une comparaison des ratios ne montre aucune hétérogénéité interannuelle ($G_h=0,60$, d. l.=2; $P>0,50$). Toutefois, il est à remarquer que c'est au cours de la dernière saison de piégeage que le rapport mâles/femelle a été le plus près de la parité (1,18:1).

3.7 Structure d'âge

D'après les 24 carcasses examinées, les juvéniles ne composent que 54% des captures. Le rapport juvéniles/adulte de 1,18:1 ne diffère pas significativement du rapport 1:1 ($G_{aj}=0,00$, d.l.=1; $P>0,95$).

La figure 4 présente l'évolution saisonnière du rapport juvéniles/adulte. On y montre aussi les résultats de l'étude de Gagnon et Fortin (1987) couvrant trois saisons de piégeage dans la Réserve faunique des Laurentides. Le patron saisonnier du pourcentage de juvéniles est sensiblement le même pour les deux régions. Dans un ordre décroissant, ce pourcentage atteint un maximum au début de la saison, il est légèrement plus bas en fin de saison et le minimum est atteint au milieu de la saison. Ainsi, la récolte effectuée de plus en plus tôt en saison, entre 1987-88 et 1989-90, pourrait avoir contribué à accroître la portion de juvéniles dans la dernière saison.

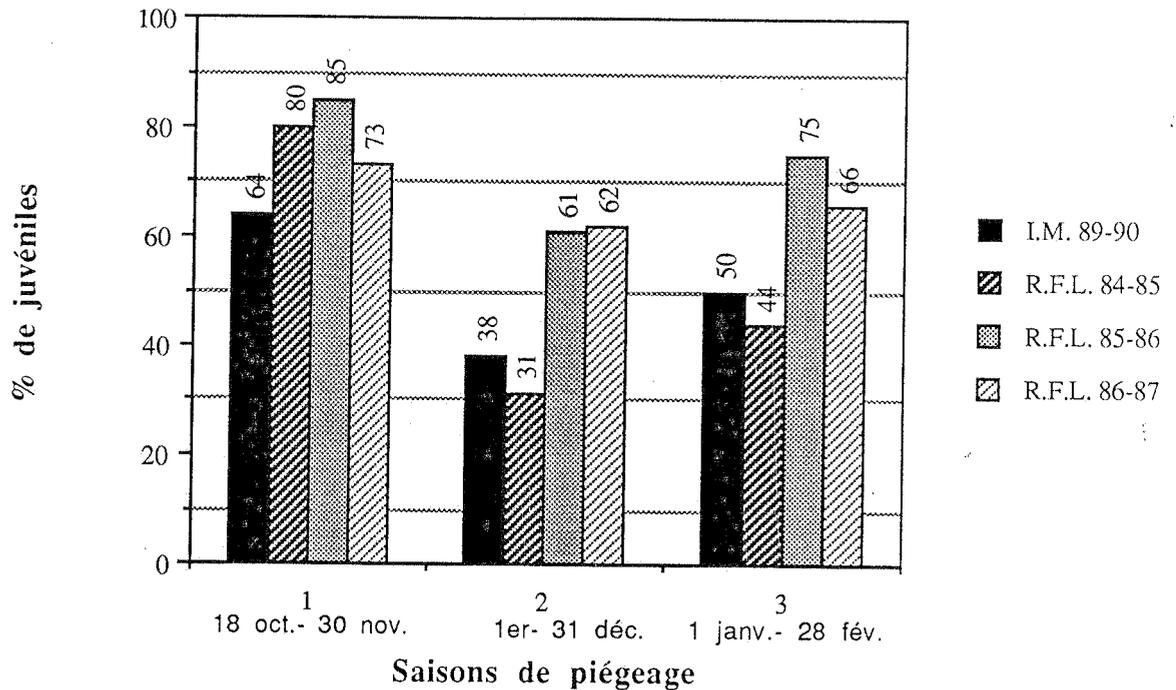


Figure 4. Évolution saisonnière du pourcentage de juvéniles pour la récolte de 1989-90 aux Îles-de-la-Madeleine et pour trois saisons à la Réserve faunique des Laurentides.

Considérant que les juvéniles se capturent habituellement plus tôt en saison que les adultes, et que de 1987-88 à 1989-90 la récolte s'est effectuée de plus en plus tôt en saison (figure 5), il est probable que l'on ait exercé une pression de piégeage croissante sur le segment juvénile de la population au cours des trois dernières années. Ainsi, même si le rapport juvéniles/adulte n'est que de 1,18 pour la saison 1989-1990, il a pu être plus près de la parité ou inférieur à 1:1 dans les années antérieures. Nous n'avons toutefois pas de données pour confirmer ou infirmer cette hypothèse.

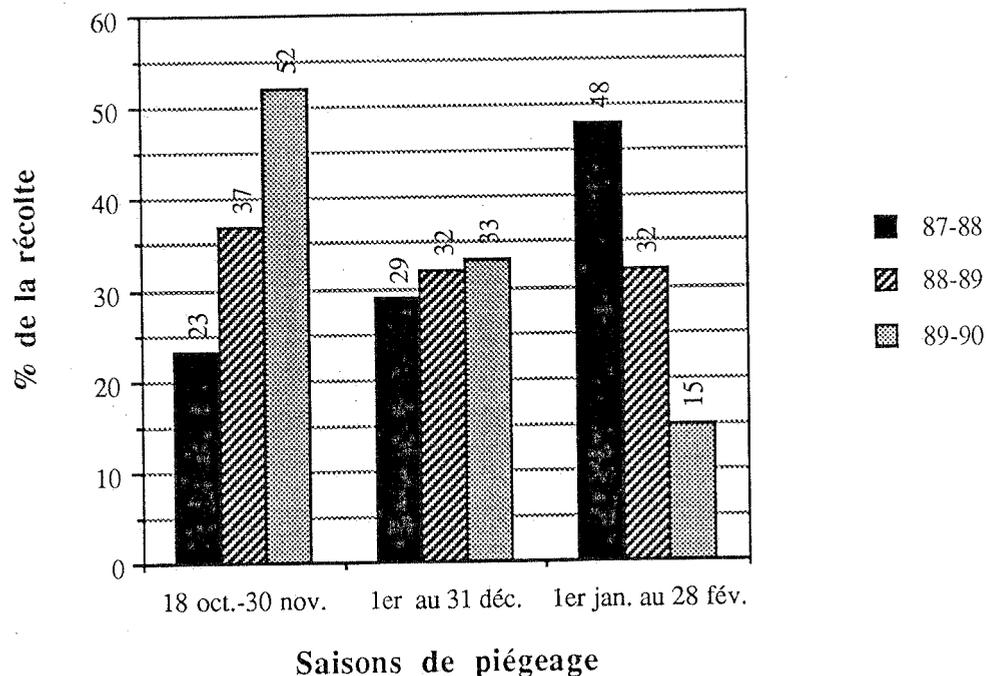


Figure 5. Évolution saisonnière du pourcentage des captures pour la récolte de 1987-88, 1988-89 et 1989-90 aux îles-de-la-Madeleine.

3.8 Indice de la production de jeunes

Nous avons récolté 7 femelles adultes dont 4 (57 %) portaient des cicatrices placentaires et étaient donc en gestation au printemps 1989. La taille moyenne des portées, estimée à partir de ces cicatrices, est de 5,0 ($s=3,4$) foetus avec un minimum de 1 et un maximum de 9. Si l'on intègre toutes les femelles âgées de 1,5 ans et plus, cette moyenne s'abaisse à 2,9 ($s=3,6$) jeunes par renarde adulte.

Pour faire une comparaison avec d'autres aires d'étude du Renard roux, nous avons calculé le potentiel reproducteur sur une base de 100 femelles. De ce nombre, il y en aurait 57 en gestation et comme elles avaient en moyenne 5,0 cicatrices placentaires, le nombre de naissances possibles se chiffrerait à 285. Dans la Réserve faunique des

Laurentides, une aire récemment ouverte au piégeage, le potentiel reproducteur était de 304 naissances possibles la première année d'exploitation et de 660, soit plus du double, la troisième année (Gagnon et Fortin 1987).

3.9 Estimations de la population

Nous avons estimé la population de renards selon trois approches. La première est basée sur l'estimation de la population de jeunes et le rapport jeunes/adulte. On a évalué (section 3,3) le nombre de jeunes à 19 avec un intervalle de confiance à 95 % se situant entre 11 et 38. Le nombre d'adultes est déduit d'après le rapport jeunes/adulte des captures. Ce rapport étant de 1,18, le segment d'âge 1,5 ans et plus de la population (les adultes) serait de 16 individus, avec un minimum 9 et un maximum de 32. La sommation des effectifs des segments jeunes et adultes se chiffrerait donc à 35 individus, avec un minimum de 20 et un maximum de 70 individus. Cette estimation de la population automnale semble relativement faible et probablement sous-estimée, puisqu'au cours de la saison de piégeage 1989-90, 27 renards ont été capturés et qu'il y en eu davantage dans les deux années antérieures (voir section historique des captures). Avec un pareil taux d'exploitation, ($27/35 = 77\%$) la population de l'Archipel serait menacée à très court terme. En outre, pour le segment adulte de la population, seulement deux adultes auraient survécu à la fin de la saison de piégeage de 1989-90. L'observation de jeunes ou d'adultes dans différentes parties du territoire en 1990, nous amène à conclure qu'il s'agit d'une estimation plutôt conservatrice. Selon cette approche, la population de renards se chiffrerait donc plutôt entre 35 et 70 individus.

La seconde approche est basée sur le nombre d'unités familiales et la production de jeunes. Selon l'inventaire des terriers (voir section 3,3), le nombre de couples reproducteurs, ou unités familiales, se situe entre 18 et 25. On émet l'hypothèse qu'il y avait en moyenne une femelle de 1,5 ans et plus dans une unité familiale et que le nombre total d'adultes par unité familiale se situe entre 1,5 et 2,5 individus. Les limites extrêmes de l'abondance des adultes seraient de 27 ($18 \times 1,5$) et de 63 ($25 \times 2,5$) individus. La production maximale de jeunes par femelle de 1,5 ans et plus étant de 2,9, la population automnale de jeunes se chiffrerait entre 52 ($18 \times 2,9$) et 72 ($25 \times 2,9$) individus. Cette

estimation fournit plutôt une sur-estimation de la population, premièrement parce que des mâles solitaires peuvent constituer ce que l'on considère être une unité familiale et deuxièmement, parce qu'on n'a pas tenu compte de la mortalité intra-utérine pour estimer le nombre de jeunes produits. Selon cette approche, on arrive donc à une surestimation de la population, laquelle serait composée de 79 à 135 individus.

La troisième approche combine l'estimation de la population juvénile par la méthode de capture-recapture et l'estimation du nombre d'adultes par l'inventaire des terriers; c'est donc un hybride des deux méthodes précédentes. L'écart de l'estimation se situe entre 46 (19 jeunes + 27 adultes) et 82 individus (19 jeunes et 63 adultes). Cet écart s'agrandit lorsque l'on considère l'intervalle de confiance de l'estimation du nombre de jeunes; les valeurs extrêmes sont alors de 38 individus (11 jeunes + 27 adultes) et 101 individus (38 jeunes + 63 adultes).

3.10 Estimation du taux d'exploitation

Pour le segment juvénile (moins de 1 ans) de la population, le rapport du nombre d'individus marqués (8) sur le nombre d'individus marqués et recapturés (10) fournit une estimation du taux d'exploitation. Ce taux s'élève à 80 % ; les limites de l'intervalle de confiance à 95 % sont de 0,34 et 1,58 %.

L'estimation du taux d'exploitation des adultes est moins imprécise. Le rapport entre la récolte de 13 adultes (11 adultes + 2 ind. d'âge indéterminé¹) et la population automnale (estimé à 16 individus, maximum 32; selon la première approche) produit un taux d'exploitation variant entre 40,6 % et 81,3 %.

¹ La carcasse de l'animal n'ayant pu être récolté.

4. ÉTAT DE LA POPULATION

D'après l'inventaire des terriers et les connaissances sur la distribution du renard que nous avons acquises en partie grâce à la participation des trappeurs et aux travaux de Polygec Inc. (Anonyme 1983), il appert que la population est moins répartie qu'elle ne l'était antérieurement. Peu de familles sont établies sur les îles rocheuses agro-forestières, telles l'île du Havre Aubert, le nord de l'île du Cap aux Meules, l'île du Havre aux Maisons, l'île de la Grande Entrée et l'île Boudreau. Dans la plupart de ces sites, la présence de terriers inactifs confirment que l'espèce était présente et qu'elle est aujourd'hui pratiquement extirpée.

Le suivi historique de la population de renard abonde dans le même sens. Il démontre qu'à long terme les effectifs décroissent avec une réduction d'approximativement 42 % en une vingtaine d'année.

Il ne faut pas se surprendre de constater une certaine décroissance de la population à long terme, car le renard est de plus en plus confiné à certains secteurs. L'expansion de l'urbanisation et du dérangement humain dans une importante partie de son territoire crée un stress de plus en plus intense sur la population. Les résidences et les aménagements touristiques sont de plus en plus nombreux et limitent l'habitat disponible pour le renard. La superficie des milieux agro-forestiers périurbains potentiellement productifs est en diminution depuis au moins une décennie. La capacité de support du milieu n'est plus nécessairement ce qu'elle était. De nombreux éleveurs de bétail ou de volaille faisaient autrefois boucherie à leur résidence et éparpillaient les carcasses des animaux dans l'environnement. Plusieurs observateurs nous ont rapporté avoir autrefois aperçu des renards s'alimentant de ces carcasses pendant une partie de l'automne. La chasse aux phoques est aussi une activité qui est aujourd'hui considérablement moins importante. L'odeur de la dépouille de ces mammifères marins attirait le renard qui s'alimentait de la chair tôt au printemps. Les résidus de l'industrie de la pêche sont aussi moins répandus dans l'environnement qu'ils ne l'étaient. Enfin, les méthodes de brûlage et d'enfouissement des déchets sont venues limiter la nourriture disponible pour le renard.

À la réduction de la superficie et de la qualité de l'habitat est venu s'ajouter le braconnage par des motoneigistes qui poursuivaient les renards jusqu'à épuisement pour les écraser ou pour récolter leur queue. Cette pratique illégale a commencé peu après l'apparition de la motoneige aux îles et s'est maintenu pendant une décennie au moins. Le déterrage des terriers est aussi une activité qui a augmenté la mortalité au cours des années 70 et 80 (Anonyme 1983 et obs. pers.). Tous les facteurs susmentionnés ont probablement contribué largement au déclin à long terme de la population.

En raison du maintien de la pression de piégeage, il appert que la population ait récemment poursuivi son déclin et il est plus que probable qu'elle ait atteint un niveau critique. La baisse des captures, pondérées ou non par l'unité d'effort (trappeur actif), des trois dernières années est un indice de ce déclin. Avec un rapport jeunes/adulte de 1,18:1, la population de renard de la région se classe parmi les plus vieilles (Lemieux 1989), c'est à dire qu'il y a peu d'individus de 1 an et moins par rapport aux individus plus âgés. Le faible rapport jeunes/adulte constitue aussi un indice de la décroissance de la population (Downing 1980). Contrairement à d'autres territoires de piégeage, une forte exploitation n'implique pas nécessairement un rajeunissement de la population. L'immigration de jeunes, plus mobiles que les adultes, en provenance des régions adjacentes (Nouvelle-Écosse, Anticosti, île-du-Prince-Édouard) constitue probablement un apport très négligeable pour le territoire. Normalement, le vide créé par la baisse d'une population de renard produit une augmentation du potentiel reproducteur (Gagnon et Fortin 1987). La libération de territoires et l'augmentation de la nourriture disponible favorisent la production et la survie des jeunes; cela entraîne généralement une plus forte valeur du rapport jeunes/adulte. Malgré que la population soit fortement exploitée, le potentiel reproducteur demeure relativement peu élevé; il se compare à celui de la Réserve faunique des Laurentides avant sa première année d'exploitation. Des deux composantes du potentiel reproducteur, soit le pourcentage de femelles en gestation et la taille des portées, il semble qu'un nombre insuffisant de femelles adultes soit en gestation. Seulement 57 % de celles-ci le sont, comparativement à plus de 70 % pour une population typique nord-américaine (Ables 1975; Lemieux 1989). Comme l'ont mentionné Gagnon et Fortin (1987), ce faible taux de gestation suggère un état de surexploitation, . Le manque de mâles adultes (voir section 3,6) ou l'immaturation physiologique des jeunes femelles adultes

(Harris 1979) pourraient expliquer le faible potentiel reproducteur. La forte exploitation peut aussi avoir créé une rareté de femelles adultes âgées, lesquelles ont une plus grande fertilité (pourcentage de gestation et taille des portées; Gagnon et Fortin 1987, Lemieux 1989), ce qui contribuerait à diminuer le potentiel reproducteur. Au moins une femelle présentait une portée de 9 naissances possibles, ce qui est révélateur d'une certaine disponibilité de nourriture ou d'une moins grande compétition intraspécifique. La taille moyenne des portées (5,0) est aussi plutôt normale pour une population exploitée, mais la variabilité de la taille des portées est beaucoup plus élevée que la normale. Cela montre qu'il y a des tendances inverses dans le potentiel reproducteur. Il est probable que les femelles âgées tendent à avoir des portées plus nombreuses, parce que la population est en déclin, mais il y a proportionnellement plus de jeunes femelles adultes, qui elles produisent moins naturellement.

Le rapport mâles/femelle est plutôt à la baisse, depuis au moins trois ans. Selon Yoneda et Maekawa (1982) et Jutras (1987), c'est là l'indication d'une population fortement exploitée. Comme l'exploitation affecte plus particulièrement les jeunes mâles, parce qu'ils sont plus vulnérables que les jeunes femelles, cela peut à la limite entraîner un déséquilibre des sexes à l'âge adulte.

Le taux d'exploitation, autant pour le segment des juvéniles (80 %) que pour celui des adultes (81 %), semble particulièrement élevé. Combiné au faible potentiel reproducteur, il est fort probable que la population poursuive son déclin si l'effort de piégeage est maintenu à son niveau actuel. Dans un modèle simulant la dynamique d'une population de renard, Pils (1981) a établi qu'avec un taux d'exploitation de 90 % et plus, une population s'éteignait après neuf générations. Le présent taux d'exploitation n'est pas très loin de cette valeur critique. Tout indique donc que la population de Renard roux des îles-de-la-Madeleine est surexploitée et/ou que la superficie de son habitat est de plus en plus restreinte.

La densité des familles ou des individus que nous retrouvons aux îles-de-la-Madeleine est inférieure à ce que l'on retrouve dans certaines régions de l'est de l'Amérique du Nord, mais elle se compare à d'autres régions du Québec (tableau 6). Une

famille occupe normalement un territoire de 2,6 à 7,8 km² (Scott 1943; Sargeant 1972; Lemieux 1989). Comme la superficie de l'Archipel est de 193 km², il y aurait théoriquement de l'espace disponible pour 25 à 74 familles. Notre évaluation de 18 à 25 familles pour les îles indique donc une certaine sous-utilisation du territoire par le Renard roux. Toutefois, malgré l'état précaire et instable de la population de renards aux îles, on ne saurait parler d'une population menacée de disparition. Tout au plus, peut-on penser que la population décline et qu'elle se rapproche de plus en plus du niveau critique.

Tableau 6. Densité du Renard roux aux îles-de-la-Madeleine et à divers endroits en Amérique du Nord ou en Europe.

Référence	Densité		Type d'habitat ou localité
	Nb de famille/ km ²	Nb d'ind./ km ²	
Présente étude	0,09 à 0,13	0,18 à 0,36	milieu ouvert, ou semi-ouvert, sablonneux, lande, sapinière et pessière.
Bérubé (1987)	-	0,225	érablière laurentienne, Québec.
	-	0,1	sapinière, pessière, taïga et toundra, Québec.
Sargeant (1975)	0,03 à 0,18	-	milieu agricole en périphérie de villes; North Dakota(inventaire aérien).
Insley (1977)	-	2,18 ± 0,45	milieu à faible potentiel pour petits mammifères, Angleterre.
Ables (1975)	-	0,3 à 0,97 0,78 0,36	Iowa. New York Wisconsin

5. STRATÉGIES DE GESTION

Les recommandations qui suivent concernent autant les outils de gestion que les changements à apporter au niveau de la gestion même de la ressource. Par cette étude, nous avons dressé un tableau de la dynamique de la population de Renard roux de l'Archipel. Cette population est de toute évidence en difficulté et l'on doit intervenir pour assurer sa saine gestion.

5.1 Au niveau du contrôle de l'exploitation

Les choix suivants peuvent être envisagés pour assurer le retour à l'équilibre de la population de Renard roux des Îles-de-la-Madeleine:

1a) Fermer la saison de piégeage dès la prochaine saison et ce pour une période minimale de trois ans. Ne réouvrir que si la population montre des signes de rétablissement significatifs. Étant donné la précarité de la population de renard, son isolement (immigration limitée) et la superficie restreinte de son habitat, l'éventuelle réouverture de la saison de piégeage devrait se limiter à un seul mois. Le mois de décembre serait le plus propice à la récolte. Les renards ont alors investi peu d'efforts dans la reproduction (changements physiologiques, accouplement, défense de territoire, recherche d'un partenaire, gestation) et la maturation de la fourrure est terminée (Anonyme 1984).

1b) Réduire la durée de la saison (1 mois, en décembre) afin de limiter l'effort de piégeage. Selon un sondage effectué auprès des trappeurs, la majorité d'entre-eux sont conscients de la rareté de la ressource, ils ont l'intention de réduire leur effort et prévoient même de ne pas être actifs dans les prochaines années.

La remise des carcasses au personnel du Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune serait alors fortement souhaitable.

Par ce choix, qui m'apparaît moins pertinent, on réduirait l'effort de piégeage et le taux d'exploitation. On serait toutefois moins assuré que la population ne continuera pas son déclin ou que son éventuel retour à l'équilibre s'effectuera sur une période de temps raisonnable.

5.2 Au niveau de la protection de l'habitat

1) Assurer une certaine protection à l'habitat du Renard roux en sensibilisant les élus municipaux ou autres gestionnaires du territoire des îles-de-la-Madeleine afin qu'ils prennent des mesures pour limiter l'éparpillement du développement urbain et récréotouristique (ex.: chalets de villégiature sur la Dune du Nord et l'île de l'Est, aménagement expérimental hydro-électrique de Les Sillons, multiplication des voix d'accès à certaines zones non-développées du territoire, etc.).

2) Sensibiliser la population ou prendre les moyens pour réduire le dérangement humain dans une partie importante de l'habitat du renard. Les milieux sablonneux (dunes, tombolos, sillons et flèches de sable) sont plus particulièrement perturbés. La circulation des véhicules tout terrain dans ces milieux crée un dérangement qui peut stresser les reproducteurs, voire même diminuer le territoire potentiellement propice à la reproduction de l'espèce.

5.3 Au niveau de la recherche

Il serait préférable d'effectuer un suivi de la population dans les prochaines années et de parfaire nos connaissances sur la dynamique de cette population, en tentant de préciser son potentiel reproducteur. Au cas où la saison de piégeage serait maintenue, un effort minimal devrait être fourni afin de récolter et d'examiner les carcasses. Cela permettrait d'avoir plus de précisions sur le potentiel reproducteur, de même que sur les indicateurs de santé de la population comme le rapport jeunes/adulte et le rapport des sexes. Ces indicateurs pourraient guider les gestionnaires de ces ressources dans leurs démarches pour assurer un éventuel retour à l'équilibre de la population. Si la saison de piégeage est fermée pour une certaine période, le suivi de l'abondance des terriers actifs dans les meilleurs habitats permettrait de comparer la situation actuelle et future et de suivre l'évolution de la densité.

Il serait intéressant d'envisager la réintroduction du Lièvre d'Amérique ce qui offrirait à la fois une autre activité cynégétique et une plus grande diversité de proies au Renard roux.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier Monsieur Jean-Pierre le Bel pour son aide précieuse dans la supervision de ce travail et Monsieur Alain Pelletier qui a bien voulu nous initier aux méthodes d'inventaires sur le terrain.

Madame Solange Renault a participé avec dévouement aux travaux techniques et messieurs Sylvain Poirier et Joseph Bouchard ont été persévérants dans leur travail de trappeur. Mesdames Guylaine Richard et Jeanne Boudreau, agentes de secrétariat, furent responsables à tour de rôle du maintien des liens avec les trappeurs sportifs. Mes remerciements vont également à Madame Denyse Blais pour son travail de correcteur de textes.

Ma reconnaissance s'adresse aussi aux trappeurs des îles, particulièrement ceux qui ont bien voulu participer au programme de remise des carcasses, sans quoi la qualité de cette étude ne serait pas la même.

LISTE DES RÉFÉRENCES

- ABLES, E. D. 1975. Ecology of the Red fox in North America. In M. W. Fox ed. The wild canids Van Nostrand Reinhold Co. New York. pp. 216-236.
- ALLEN, S. H. 1983. Some aspects of the reproductive performance in femelle red fox in North Dakota. J. Mamm. 65: 246-255.
- ANONYME 1983. Étude des populations de Renard roux aux îles-de-la-Madeleine. Le Groupe-Conseil Polygec Inc. pour le ministère du Loisir, de la chasse et de la Pêche du Québec, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Québec. 65 p.
- ANONYME 1984. Renard. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'alimentation du Québec, Conseil des productions animales du Québec. 40 p.
- AUDUBON, M. R. 1900. Audubon and his journals. Charles Scribner's sons, New York éd. ? p.
- BÉRUBÉ, P. 1987. Plan tactique Renard roux. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la faune terrestre, 64 p.
- BURTON, J. 1976. Un inventaire écologique des rongeurs (crécitides), avec un aperçu du statut des autres mammifères terrestres. Montréal, Centre de Recherches Écologiques de Montréal. 31 p.
- CORY, C. B. 1878. A naturalist in the Magdalen Islands. Alfred Mudge and son, printers, Boston, 93 p.
- DOWNING, R. L. 1980. Vital statistics of animal population, p. 247-267. In S. D. Schemnitz, The Wildlife Society, éd. Wildlife management techniques manual. Washington, D.C. 686 p.
- ENGLUND, J. 1970. Some aspects of reproduction and mortality rates in Swedish foxes (*Vulpes vulpes*), 1961-63 and 1966-69. Vitrevy 8: 1-82.
- GAGNON, L. et C. FORTIN. 1987. Effets du piégeage sur la dynamique de population de Renard roux de la Réserve faunique des Laurentides. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. Rapp. tech. 28p.
- GAUTHIER, R. 1980. Les mammifères terrestres des îles-de-la-Madeleine, Québec. Mémoire de maîtrise, Université de Montréal, Département des sciences biologiques, 65p.
- INSLEY, H. 1977. An estimate of the population density of Red fox in the New Forest Hamshire. J. Zool. Lond. 183:549-553.
- JUTRAS, J. 1987. Renard roux (revue de littérature). Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale des opérations régionales, Direction de la gestion des espèces et des habitats. Rapp. du comité scientifique sur les animaux à fourrure, 15 p.

KIRKPATRICK, R. L. 1980. Physiological indices in wildlife management, p: 99-127. In S. D. Schemnitz, The Wildlife Society, éd. Wildlife management techniques manual. Washington, D.C. 686 p.

LEMIEUX, R. 1989. Structure de population et statut reproducteur de Renards roux capturés en milieu agro-forestier. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats. Rapp. tech. 26 p.

LEMIEUX, R. 1989. Superficie des domaines vitaux et utilisation de l'habitat des renards roux en milieu agro-forestier, dans le sud-est du Québec. Mémoire de maîtrise, Faculté des sciences et de génie, Université Laval, 52 p.

LINDSTRÖM, E. 1981. Reproductive effort in the red fox, Vulpes vulpes, and future supply of a fluctuating prey. *Oikos* 52: 115-119.

PILS, C. M., M. A. MARTIN et E. L. LANGE 1981. Harvest, age structure, survivorships and management of the red fox in Wisconsin. Wis., Dep. Nat. Resour., Tech. Bull. No. 6. 78 p.

SARGENT, A. B. 1972. Red fox spatial characteristics in relation to waterfowl predation. *J. Wildl. Manage.* 36(2):225-236.

SARGENT, A. B. 1975. A spring aerial census of red fox in North Dakota. *J. Wildl. Manage.* 39(1): 30-39.

SCOTT, T. G. 1943. Some food coactions of the northern plains red fox. *Ecol. Monogr.* 13(4):427-479.

SHELDON, W. G. 1949. Reproductive behavior of foxes in New York State. *J. Mamm.* 30: 236-246.

YONEDA, M. et K. MAEKAWA. 1982. Effects of hunting on age structure and survival rates of red fox in eastern Hokkaido. *J. Wildl. Manage.* 46: 781-786.

