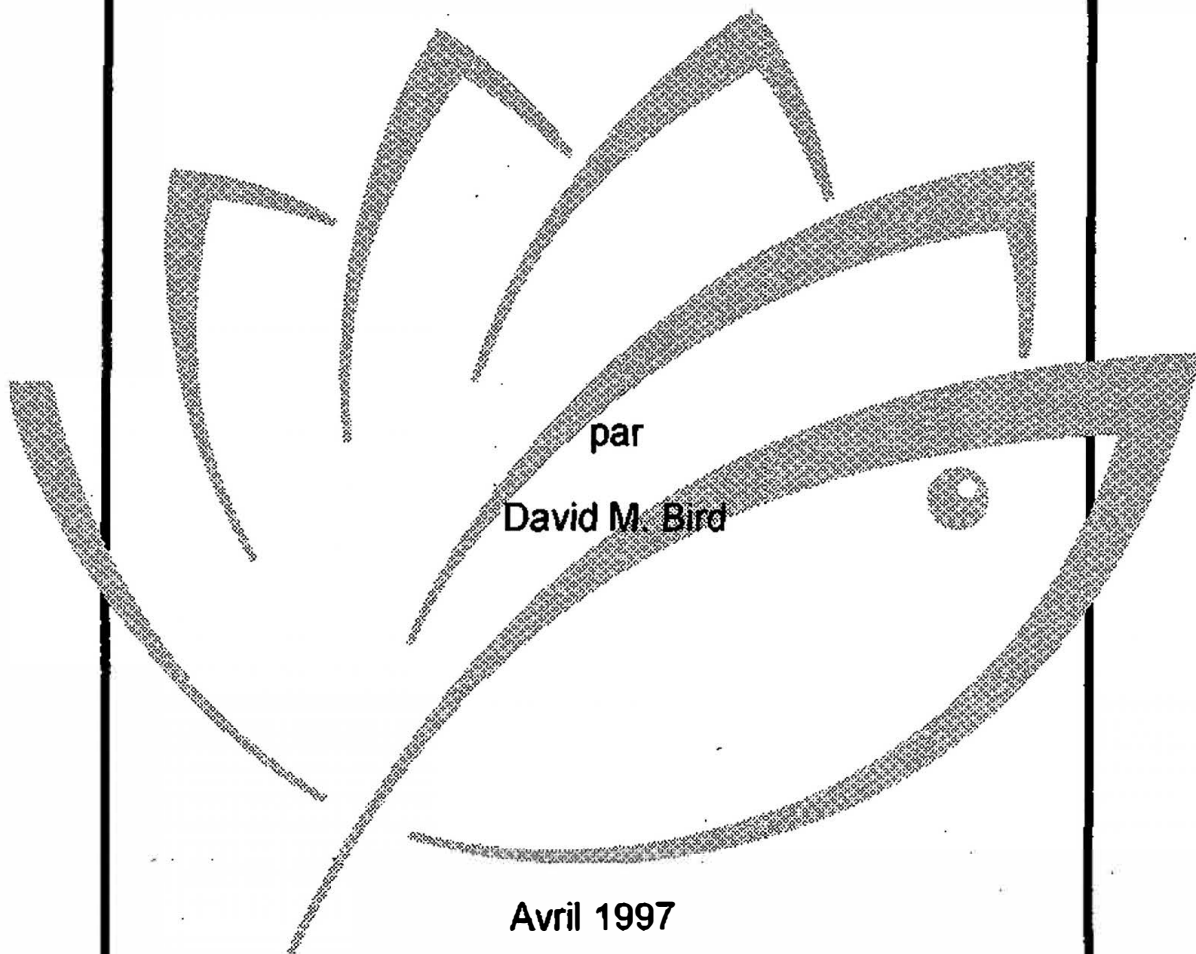


RAPPORT SUR LA SITUATION DU FAUCON PÈLERIN (*Falco peregrinus*) AU QUÉBEC



par
David M. Bird

Avril 1997



PROTÉGER LA FAUNE ET LA FLORE MENACÉES
... C'EST DANS MA NATURE

Québec 

 Saint-Laurent
Vision 2000

EN 970204

Direction de la faune et des habitats

**RAPPORT SUR LA SITUATION DU FAUCON PÉLERIN
(*FALCO PEREGRINUS*)
AU QUÉBEC**

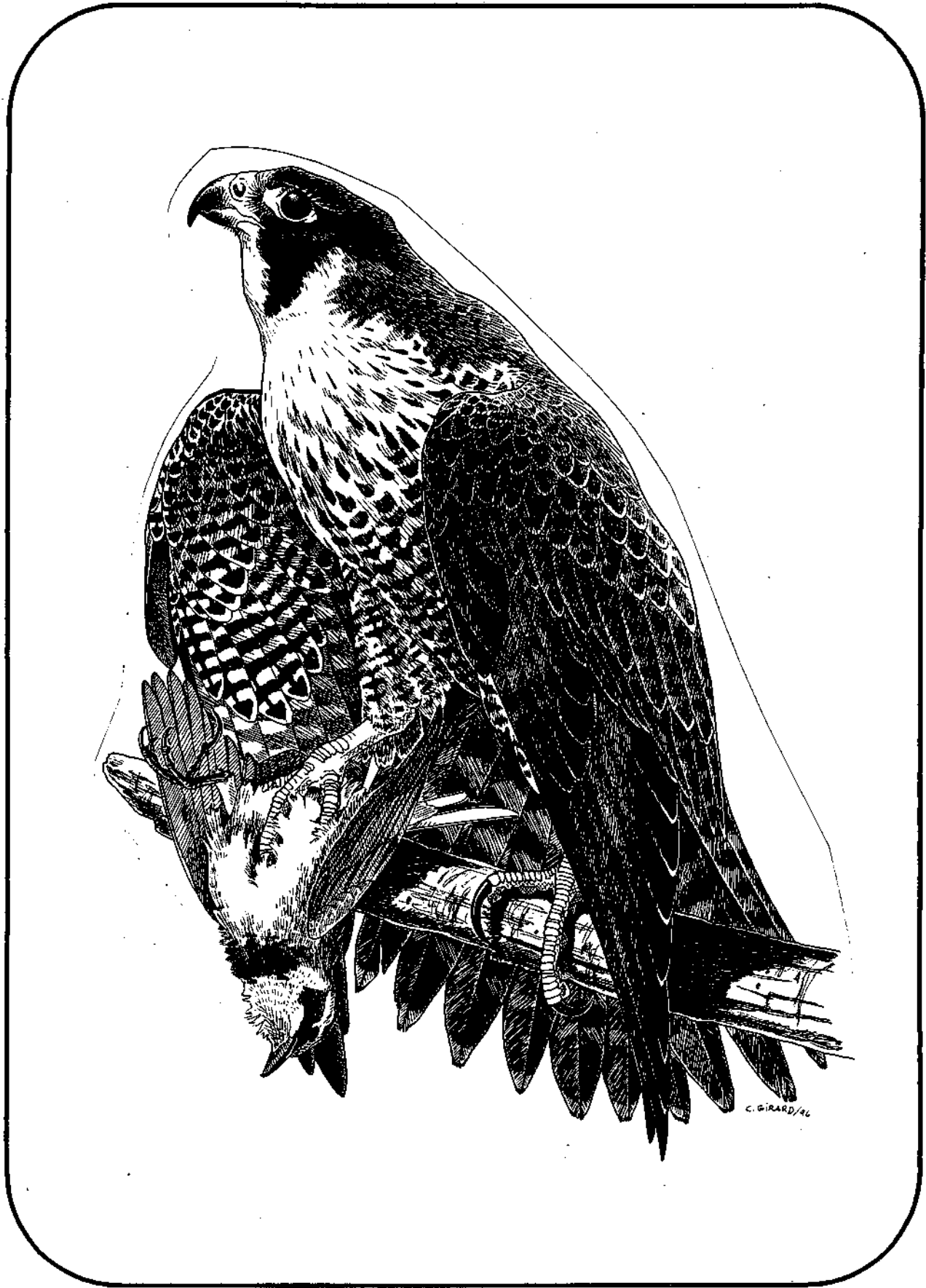
par
David M. Bird

Ministère de l'Environnement et de la Faune
Québec, le 15 avril 1997

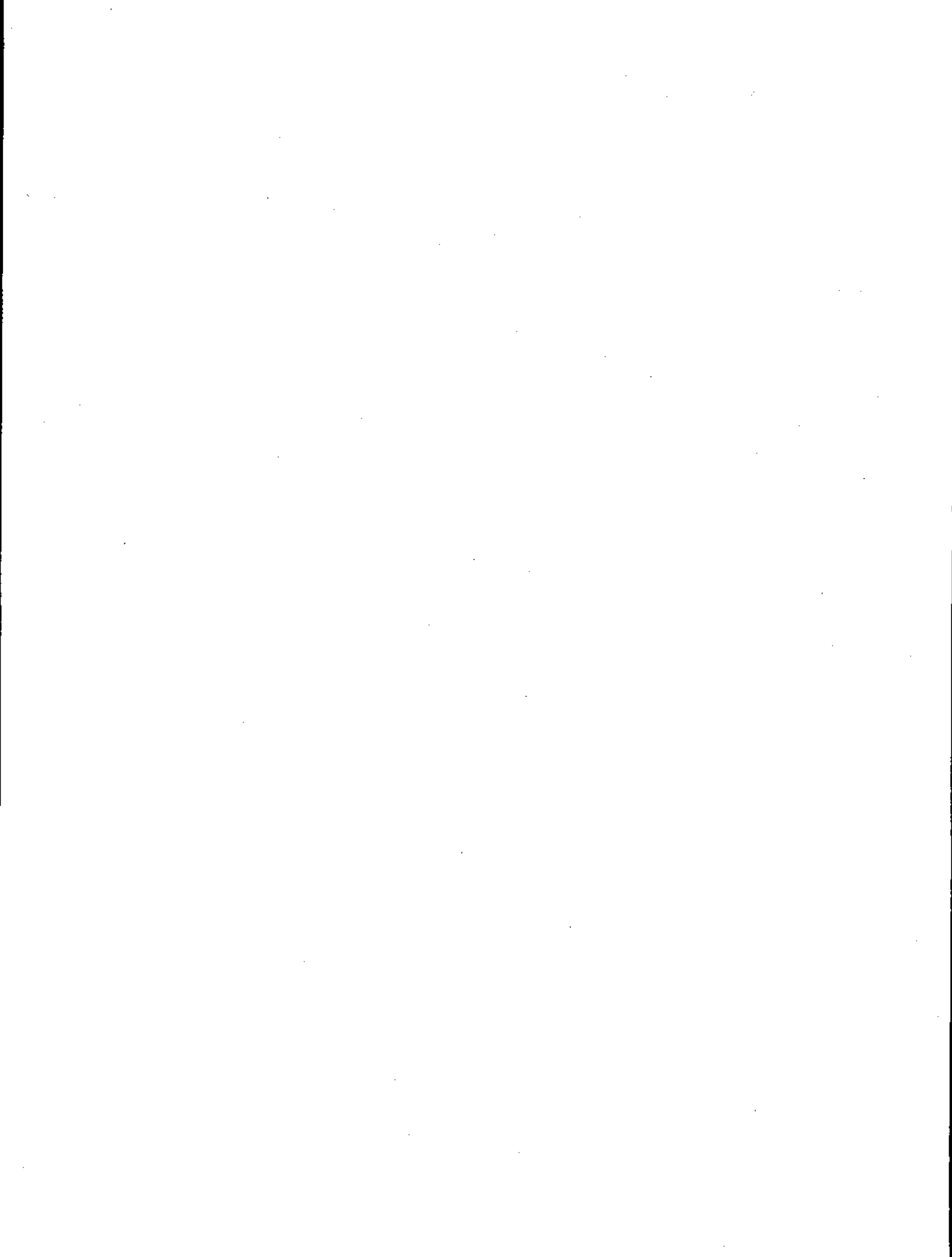
Référence à citer :

BIRD, D.M. 1997. Rapport sur la situation du faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats. 76 p.

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 1997
ISBN : 2-550-31285-6

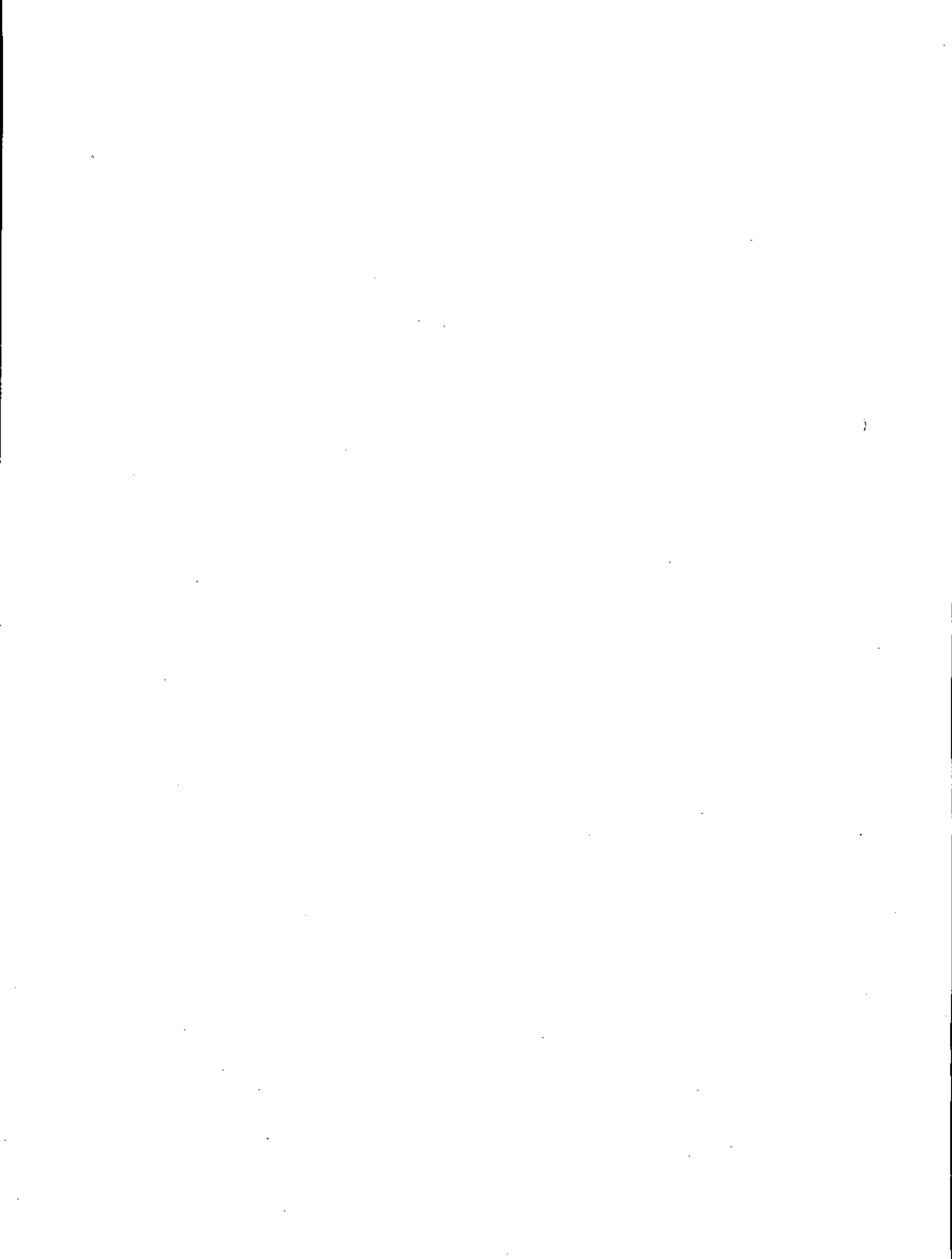


FAUCON PÉLERIN



RÉSUMÉ

Il existe deux sous-espèces du faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) au Québec, *F. p. anatum* et *F. p. tundrius*. La sous-espèce *F. p. anatum* est disparue du sud québécois au cours des années 1970 mais y a été subséquemment rétablie. La population de la sous-espèce *tundrius* s'est aussi raréfiée. La baisse de population des deux sous-espèces a été attribuée principalement à l'amincissement graduel de la coquille des oeufs causé par la bioaccumulation de résidus de DDT et d'autres pesticides organochlorés persistants dans l'organisme des faucons pèlerins. L'interdiction de l'usage de ces produits chimiques en Amérique du Nord a contribué à l'accroissement de la population, quoique la menace pèse toujours. En effet, l'utilisation de ces produits chimiques est toujours permise en Amérique latine où une partie de la population migre pour l'hiver, particulièrement la sous-espèce *tundrius*. La perturbation et la persécution humaines, spécialement durant la période de nidification, peuvent également constituer des facteurs restrictifs dans des cas précis, plus particulièrement en ce qui concerne la sous-espèce *anatum* dans le sud québécois. Dans ce secteur, un plan de rétablissement qui consiste à relâcher des oiseaux issus d'une reproduction en captivité, a contribué à y rétablir une population reproductrice. Les observations rapportées à la banque de données ÉPOQ, de même que les inventaires effectués par des biologistes entraînés, démontrent que la population de la sous-espèce *anatum* jouit d'une bonne santé dans le sud du Québec, avec au moins dix couples qui produisent un minimum de 25 jeunes par année. En rattachant ce succès à celui des populations reproductrices du Nouveau-Brunswick, on considère que l'objectif fixé pour la zone de gestion 1, tel que décrit dans le Plan national de rétablissement du faucon pèlerin, a été atteint. De plus, de récentes études révèlent que la population de la sous-espèce *tundrius* du nord du Québec est en bonne santé. Enfin, celle-ci a été rayée de la liste des espèces menacées aux États-Unis.



ABSTRACT

Québec is home to two subspecies of the peregrine falcon (*Falco peregrinus*), *F. p. anatum* and *F. p. tundrius*. The former subspecies disappeared as a breeding species in the seventies, but has been subsequently re-established. The latter race was also suffering reproductive failure. The cause of the reproductive problems which led to the decline in both subspecies was attributed mainly to the thinning of their eggshells due to the widespread use of DDT and other persistent organochlorine pesticides. The ban on the use of these chemicals in North America contributed to the recovery of both populations, but their use is still permitted in Latin America where some of the population winters, especially the *tundrius* subspecies. Human persecution and disturbance, particularly during the nesting season, also played a role in the decline, especially in the *anatum* population in southern Québec. As part of a continent-wide program, peregrine falcons were bred in captivity and released in southern Québec. Annual observations reported by amateur birdwatchers to the EPOQ program, along with yearly surveys by trained biologists, indicate that the subspecies *anatum* is once again flourishing in the southern part of the province with at least 10 pairs producing a minimum of 25 young each summer. Combining this production with that of the pairs now breeding in New Brunswick, it would appear that the objective for Zone 1 outlined in the National Peregrine Falcon Recovery Plan has been attained. This subspecies has never received a designation in Québec. Several surveys in the 1980s and 1990s show that the *tundrius* population in northern Québec is very healthy. Moreover, the subspecies has been completely delisted in the U.S.

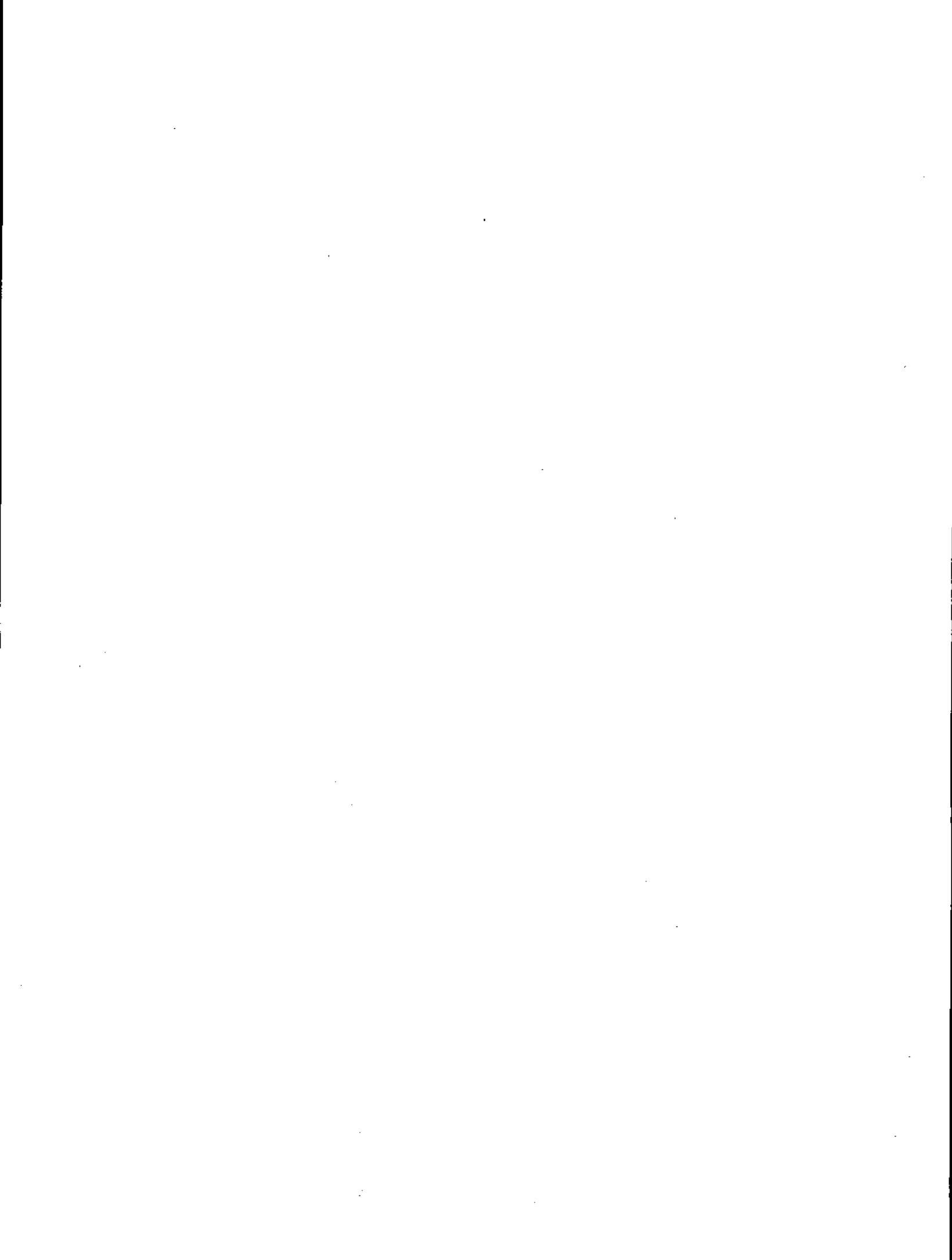


TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	v
TABLE DES MATIÈRES	vii
LISTE DES TABLEAUX	ix
LISTE DES FIGURES	xi
LISTE DES ANNEXES	xiii
1. INTRODUCTION	1
2. CLASSIFICATION ET NOMENCLATURE	3
3. DESCRIPTION	5
4. RÉPARTITION	7
4.1 En Amérique du Nord	7
4.2 Au Québec	7
5. BIOLOGIE, ÉCOLOGIE ET COMPORTEMENT	10
5.1 Biologie générale	10
5.1.1 Alimentation	10
5.1.2 Reproduction	12
5.1.3 Croissance, maturité sexuelle et longévité	12
5.1.4 Comportement	13
5.1.5 Déplacements	14
5.2 Habitat	17
5.2.1 Habitats de nidification	17
5.2.2 Habitat de chasse	18
5.2.3 Habitat d'hivernage	19
5.3 Dynamique des populations	20
5.3.1 Général	20
5.3.2 Mortalité et productivité	20
5.4 Facteurs limitants	21
5.4.1 Activités humaines	21
5.4.2 Parasites et maladies	23
5.4.3 Prédation	24
5.4.4 Contamination de l'environnement	24
5.4.5 Autres facteurs limitants	28

TABLE DES MATIÈRES

5.5	Adaptabilité	29
5.5.1	Reproduction en captivité	29
5.5.2	Réintroduction	30
5.5.3	Renidification forcée	36
6.	IMPORTANCE PARTICULIÈRE DE L'ESPÈCE	38
7.	SITUATION ACTUELLE	39
7.1	État des populations	39
7.1.1	Dans le nord du Québec	41
7.1.1.1	À l'ouest de la baie d'Ungava	41
7.1.1.2	À l'est de la baie d'Ungava	45
7.1.1.3	La baie d'Hudson	46
7.1.2	Au sud du 51 ^e parallèle	47
7.2	Menaces à la survie de l'espèce	54
7.3	Mesures de conservation	55
7.4	Statuts actuels, légaux ou autres	56
7.4.1	Législation internationale	56
7.4.2	Législation canadienne	57
7.4.2.1	Concernant la protection de l'espèce	57
7.4.2.2	Concernant les produits toxiques	58
7.4.3	Législation québécoise	59
8.	CONCLUSION	60
9.	AUTEUR DU RAPPORT	62
	REMERCIEMENTS	63
	LISTE DES RÉFÉRENCES	64
	ANNEXES	73

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Nombre de mises en liberté de faucons pèlerins en Amérique du Nord (excluant quelques lâchers récents)	30
Tableau 2.	Nombre de mises en liberté de faucons pèlerins au Québec entre 1976 et 1994	32
Tableau 3.	Nombre de couples de faucons pèlerins (<i>anatum</i> et <i>tundrius</i>) observés en 1994, ou lors du dernier inventaire, et évaluations de la population actuelle basée sur les décomptes ou sur des estimations conservatrices	40
Tableau 4a.	Occupation des sites de nidification ¹ par les faucons pèlerins dans la baie d'Ungava de 1970 à 1990	44
Tableau 4b.	Succès de la reproduction ¹ des faucons pèlerins dans la baie d'Ungava de 1970 à 1990	44
Tableau 5.	Nombre de faucons pèlerins signalés sur les sites de reproduction dans le sud québécois de 1976 à 1995	50

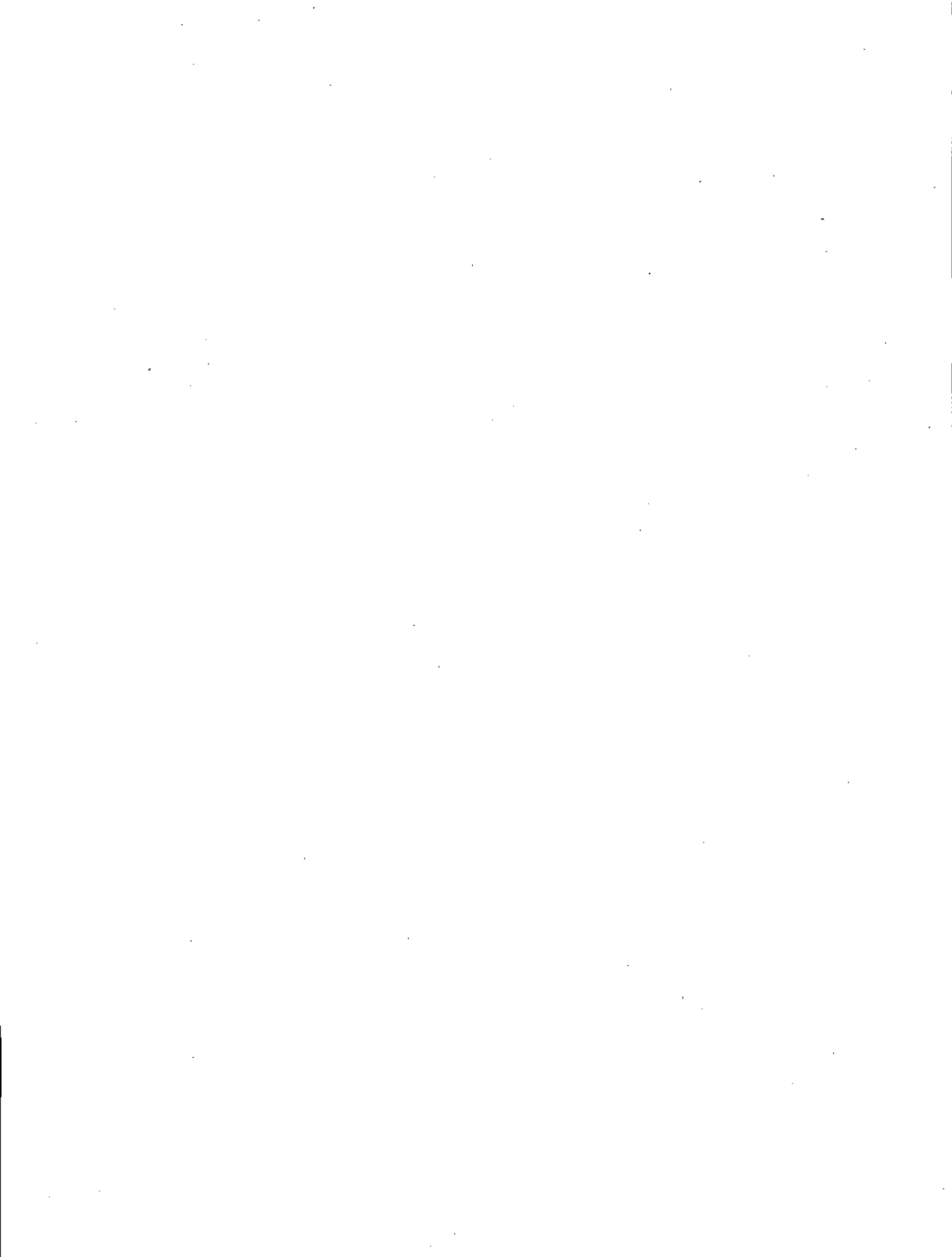


LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Répartition connue de trois sous-espèces de faucon pèlerin (<i>Falco peregrinus</i>) en Amérique du Nord	4
Figure 2.	Localisation de sites de reproduction où au moins un faucon pèlerin adulte a été observé en 1995, dans le sud du Québec ...	8
Figure 3.	Sites de lâchers de faucons pèlerins au Québec entre 1976 et 1992	33
Figure 4.	Régions fréquentées par le faucon pèlerin au nord du 52° parallèle	42

LISTE DES ANNEXES

- Annexe 1. Terminologie ayant trait au succès de la reproduction des rapaces 74
- Annexe 2. Tableau comparatif des jeunes à l'envol aux sites inventoriés, où au moins un couple de faucons pèlerins a été rapporté au cours des saisons de reproduction de 1989 à 1995 75



1. INTRODUCTION

Il n'y a probablement pas d'oiseau capable de capter l'imagination du public mieux que le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*), ce rapace qui peut plonger vers sa proie à des vitesses supérieures à 200 km/h. Autrefois vénéré par les rois pour la fauconnerie, ce faucon domine la liste comme le plus populaire des oiseaux de proie. Son statut d'espèce menacée a été très médiatisé, ce qui a augmenté encore plus sa popularité auprès du grand public. Au moins deux conférences internationales majeures ont traité du déclin (Hickey 1969) et de la restauration (Cade *et al.* 1988) des populations de faucon pèlerin à travers le monde.

Jadis quelques centaines de couples nichaient à l'est de la rivière Mississippi. Du faucon pèlerin n'y restaient que des sites de nidification désertés. En même temps, les populations du Royaume-Uni ont décliné de façon significative. Alors que la persécution humaine était en partie responsable, il a été démontré que le principal coupable du déclin de ces populations s'avérait être l'usage intensif, dans le monde entier, des pesticides organochlorés. Leur persistance dans l'environnement et leur accumulation dans la chaîne alimentaire ont mené à une défaillance massive de la reproduction due à la stérilité, à l'amincissement de la coquille des oeufs, à la mortalité embryonnaire et au comportement anormal des parents.

Au Royaume-Uni, la loi interdisant l'usage des pesticides organochlorés (comme le dieldrine), la protection des sites de reproduction et les programmes de sensibilisation du public ont permis de ramener les populations de faucon pèlerin à des niveaux plus élevés qu'auparavant (Ratcliffe 1993). En Amérique du Nord, une approche différente a été préconisée. Le faucon pèlerin a été placé sur la liste des espèces menacées au Canada (Martin 1978; Robert 1989) et aux États-Unis (Endangered Species Act 1973). Par la suite, des programmes de reproduction en captivité par l'Université Cornell (Barclay et Cade 1983) et le Service canadien de la faune (Holroyd et Banasch 1990) ont été très fructueux en produisant des centaines de jeunes faucons pèlerins qui ont été relâchés à l'intérieur d'anciens territoires de reproduction. En 1990, plusieurs

populations avaient été réinstallées (Burnham et Cade 1992; Enderson *et al.* 1995a). De plus, une population en santé et en expansion niche sur des gratte-ciel au Canada et aux États-Unis (Cade et Bird 1990; Cade *et al.* 1996). Dans les années 1990, les efforts mis sur la reproduction en captivité ont été réduits et des démarches législatives sont actuellement entreprises aux États-Unis pour retirer le faucon pèlerin de la liste des espèces menacées.

Entre 1976 et 1994, 256 faucons pèlerins élevés en captivité ont été relâchés dans le sud du Québec, soit dans des sites historiques de nidification et incluant deux villes, par la technique de « hacking » (voir p. 30) ou en les insérant dans des nids déjà actifs (McNicoll *et al.* 1991; Blais 1995). Depuis 1989, un total de 121 fauconneaux a été produit dans 18 sites différents de nidification dans les régions de la vallée du Saint-Laurent et de la vallée de la rivière Outaouais (Blais 1995).

Un inventaire des différents sites de nidification, de 1989 à 1995 (Blais 1995), révèle que la population de faucons pèlerins dans toute la partie au sud de la baie James semble se stabiliser à environ dix sites actifs qui produisent un minimum de 25 jeunes par année.

Les objectifs du plan national de rétablissement pour la sous-espèce *anatum*, qui ont été fixés en 1988, pour la zone de gestion numéro 1 (sud du Québec et Maritimes), sont les suivants : établir au moins dix couples territoriaux d'ici 1992, et avoir au moins 15 fauconneaux par année d'ici 1997. En ce qui concerne le nombre de couples nicheurs et le nombre de fauconneaux produits naturellement, les objectifs sont atteints.

2. CLASSIFICATION ET NOMENCLATURE

Le faucon pèlerin fait partie de l'ordre des Falconiformes et de la famille des Falconidae (faucons, crécerelles et caracaras). Cet ordre rassemble aussi la famille des Sagittariidae (messagers) et la famille des Accipitridae (les milans, autours, buses, éperviers, aigles et busards) (Commission internationale des noms français d'oiseaux 1993).

Le nombre de sous-espèces de faucon pèlerin varie selon la classification taxinomique. White et Boyce (1988) ont identifié 19 sous-espèces, dont trois ont leur habitat naturel en Amérique du Nord : *F. p. anatum*, *F. p. tundrius* et *F. p. pealei* (figure 1). Il y a eu de nombreux débats sur les critères de distinction des sous-espèces de faucon pèlerin (White et Boyce 1988). Dans le cas des sous-espèces *anatum* et *tundrius*, la distinction est difficile en raison d'une zone de chevauchement de l'aire de répartition des deux sous-espèces et possiblement d'une zone de mélange au niveau génétique.



Figure 1. Répartition connue de trois sous-espèces de faucons pèlerins (*Falco peregrinus*) en Amérique du Nord (adapté de White et Boyce 1988)

3. DESCRIPTION

Tous les faucons, incluant le pèlerin, se reconnaissent à l'entaille située près du bout du bec fortement crochu, sur le maxillaire supérieur. Elle ressemble à une dent et sert potentiellement à briser les vertèbres du cou des proies immédiatement après la capture (Cade 1982). Les faucons pèlerins sont aussi reconnus par leur doigt médian particulièrement long qui facilite apparemment la capture des petits oiseaux (Cade 1982).

De dimension semblable à celle de la corneille d'Amérique (*Corvus brachyrhynchos*), le faucon pèlerin s'insère en taille entre le mâle gerfaut (*F. rusticolus*) et la femelle émerillon (*F. columbarius*). Avec leurs longues ailes pointues, le premier peut être confondu à longue distance, mais de plus près, le faucon pèlerin a une bande malaire noire et prononcée sous les yeux (Palmer 1988). Les adultes ont les parties supérieures gris-bleu ardoise, la gorge blanche, la poitrine blanchâtre ou crème avec des rayures brun-noirâtre sur la partie inférieure, sur l'abdomen, les flancs et les cuisses. Les fauconneaux d'un an sont assez différents avec des teintes brun chocolat qui remplacent le gris-bleu. La femelle (46-54 cm de long et 910 g) est plus grande que le mâle (38-46 cm et 570 g) d'environ le tiers. Palmer (1988) fournit plus de détails sur la coloration du plumage et des variantes. Blais (1995) présente un guide photographique pour âger les fauconneaux.

White (1968) a déterminé les caractéristiques anatomiques des deux sous-espèces comme suit : les faucons pèlerins de la sous-espèce *anatum* sont un peu plus gros que ceux de la sous-espèce *tundrius*; la première, méridionale, a la poitrine rose ou saumon alors que sa parente nordique, a la poitrine blanche. White et Boyce (1988) ont également noté que la dimension et la densité des rayures sur la poitrine sont plus importantes chez les individus de la sous-espèce *anatum* que chez ceux de la sous-espèce *tundrius*. Ces derniers ont une raie malaire noire, mince et clairement définie, tandis que les marques faciales noires chez la sous-espèce *anatum* vont en s'élargissant pour presque former un capuchon (White et Boyce 1988). En termes de

dimensions, White et Boyce (1988) notent que *F. p. anatum* et *F. p. tundrius* sont confondus dans 20 à 35 % des cas, probablement parce que la population occidentale de *F. p. anatum* a des longueurs moyennes de l'aile et de la queue plus petites que celles de *F. p. tundrius*, alors que le tarse, les orteils et le bec sont plus longs.

4. RÉPARTITION

4.1 En Amérique du Nord

Le faucon pèlerin se retrouve dans le monde entier, sur tous les continents sauf en Antarctique. Au Canada, la sous-espèce *F. p. pealei* se reproduit dans un territoire restreint le long de la côte de la Colombie-Britannique (en particulier dans les îles de la Reine Charlotte), dans le sud de l'Alaska et dans les îles Aléoutiennes (Beebe 1960). Cette sous-espèce nord-américaine est la seule à ne pas fréquenter le Québec.

Le territoire historique de la sous-espèce continentale *anatum* s'étendait des forêts boréales jusqu'au Mexique et de la côte du Pacifique à celle de l'Atlantique (Fyfe *et al.* 1976). Aujourd'hui, cet oiseau a été extirpé d'une grande partie de ce territoire. Après le déclin de sa population et avant les programmes de repeuplement, le territoire canadien de la sous-espèce *anatum* se limitait au Yukon, aux bassins des rivières Porcupine et Mackenzie et dans le nord de l'Alberta, où l'on y trouvait des vestiges de population. Quelques couples se trouvaient également au coeur de la Colombie-Britannique (Western Raptor Technical Committee 1988). La sous-espèce *tundrius* niche au nord de la limite des arbres et se retrouve encore en Alaska, dans la toundra canadienne et dans l'ouest du Groenland (White 1968).

4.2 Au Québec

La sous-espèce *anatum* occupe, à faible densité, une aire de reproduction vaste qui s'étend à travers le Québec, au sud de la limite des arbres (figure 1). Des couples reproducteurs ont été aperçus sur la côte est de la baie d'Hudson, près de la Grande rivière de la Baleine (Albright et Doidge 1992), le long du corridor du fleuve Saint-Laurent, dans les Cantons-de-l'Est et dans la région de l'Outaouais (figure 2). La répartition de la sous-espèce *anatum* à l'intérieur de la province est mal connue.

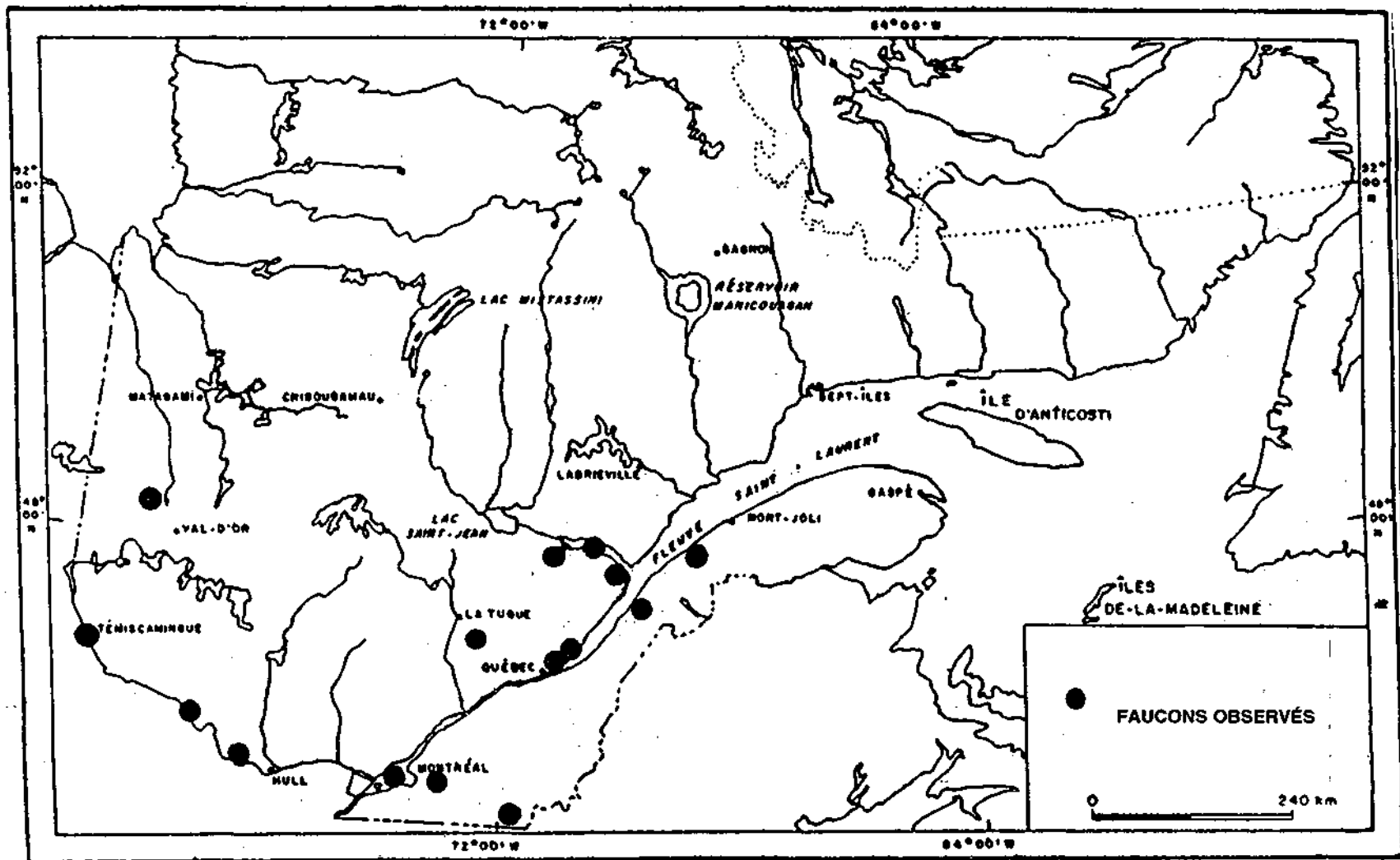


Figure 2. Localisation de sites de reproduction où au moins un faucon pèlerin adulte a été observé en 1995, dans le sud du Québec (Blais 1995)

Au Québec, l'aire de reproduction de la sous-espèce *tundrius* inclut toute la côte septentrionale, en particulier la baie d'Ungava, ainsi que les îles avoisinantes des Territoires du Nord-Ouest.

L'étendue des territoires des sous-espèces *anatum* et *tundrius* au Québec n'est pas clairement définie, mais le meilleur estimé paraît à la figure 1. En 1986, l'équipe de rétablissement du faucon pèlerin au Canada a élargi la limite septentrionale du territoire de la sous-espèce *anatum* de façon à inclure les populations de la baie aux Feuilles et de la rivière Koksoak, dans la baie d'Ungava. L'équipe s'est basée sur les observations de D.M. Bird selon lesquelles cette région était probablement une zone où les deux sous-espèces se côtoyaient. Dans leur description de la répartition mondiale des aires de reproduction du faucon pèlerin, White et Boyce (1988) ont inclus la pointe sud de la baie d'Ungava comme zone de la sous-espèce *anatum* mais ont également tracé la ligne de démarcation jusqu'au nord de la baie James. Il est intéressant de remarquer qu'aucune de ces régions n'apparaît sur la carte de répartition publiée par Murphy en 1990 et dont la limite suit celle des arbres. Toutefois, la limite des arbres n'est pas aussi précise que les géographes veulent bien la fixer. En effet, il existe des pochettes d'habitats forestiers aussi nordiques qu'à Kuujuaq au Québec. Après Murphy (1990), Albright et Doidge (1992) ont suggéré que la rivière Nastapoka, qui se jette sur la côte est de la baie d'Hudson, pourrait constituer la ligne de démarcation entre les deux sous-espèces et serait une région propice pour l'étude des variations morphologiques de ces deux sous-espèces du Québec qui s'hybrident à cet endroit (D. Bird, obs. pers.).

5. BIOLOGIE, ÉCOLOGIE ET COMPORTEMENT

5.1 Biologie générale

5.1.1 Alimentation

Les faucons pèlerins se nourrissent principalement d'oiseaux. Les mammifères ne constituent qu'une infime partie de leur régime alimentaire (Hickey et Anderson 1969). Ils s'attaquent à plusieurs espèces d'oiseaux. Dans l'Arctique, le faucon pèlerin se nourrit principalement d'oiseaux de rivage et de petits passereaux (bruants, etc.) tandis que le long des côtes, il chasse dans les grandes colonies d'Alcidés et les populations de sauvagine. Dans la toundra, il arrive que le faucon pèlerin se nourrisse en grande partie de mammifères.

Dans les régions boisées comme dans le sud du Québec, il s'alimente principalement de gros passereaux comme le geai bleu (*Cyanocitta cristata*) et le carouge à épaulettes (*Agelaius phoeniceus*) (Bird et Aubry 1982).

Des restes de proies ont été récoltés dans les sites de nidification du sud du Québec en 1991 et 1992 (Blais 1992). Les résultats des analyses démontrent qu'une grande variété d'oiseaux terrestres et aquatiques — plus de 35 espèces — sont consommés par les faucons pèlerins. Cette proportion d'oiseaux aquatiques et terrestres varie selon les sites, probablement selon la disponibilité des proies. Dans l'ensemble, les oiseaux aquatiques de petite et moyenne taille comptent pour 37 % des proies. Les oiseaux de rivages (pluviers, chevaliers et bécasseaux) représentent 20 % des proies, les Anatidés (canards) 9 % et les Laridés (goélands, mouettes, sternes) 8 %. Les oiseaux terrestres de taille moyenne sont une source de nourriture importante (63 % des proies). Les passereaux tels que le carouge à épaulettes, le jaseur d'Amérique (*Bombycilla cedrorum*), le geai bleu et l'oriole du nord (*Icterus galbula*) sont des proies recherchées et représentent 51 % des proies. Chez les Columbидés (12 %), le pigeon

biset (*Columbia livia*) est plus fréquemment capturé que la tourterelle triste (*Zenaida macroura*).

Dans les milieux urbains de l'Amérique du Nord, le faucon se nourrit principalement de pigeon biset et d'étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*) (Culver 1919; Groskin 1947, 1952; Herbert et Herbert 1965; Barber et Barber 1983), bien que d'autres espèces locales abondantes soient aussi choisies. La marouette de Caroline (*Porzana carolina*) et les coulicous à bec noir (*Coccyzus erythrophthalmus*) et à bec jaune (*C. americanus*), sont devenus des proies de plus en plus fréquentes dans plusieurs villes des États-Unis (Cade et Bird 1990).

Cade *et al.* (1996) ont mené une étude plus poussée sur les proies capturées par les populations urbaines de faucon pèlerin au cours des dernières années en Amérique du Nord. Dans les 19 sites à l'étude en 1993, 104 différentes espèces d'oiseaux qui ont servi de proie ont été répertoriées. Les espèces les plus fréquentes étaient le pigeon biset, le pic flamboyant (*Colaptes auratus*), le geai bleu et la tourterelle triste. Ils ont également trouvé cinq espèces de mammifères, dont des petits lapins, des écureuils, des spermophiles et des chauves-souris. Les proies variaient avec les saisons, reflétant ainsi les déplacements locaux des espèces migratrices. Un nid localisé à Saint-Paul au Minnesota recelait les restes de 23 engoulevants d'Amérique (*Chordeiles minor*). Enfin, le faucon pèlerin s'alimente d'une variété d'espèces d'oiseaux souvent les plus abondantes et les plus faciles à capturer.

Dans leur habitat d'hivernage, on a vu des faucons pèlerins capturer d'autres oiseaux migrants nord-américains, en particulier des passereaux et des oiseaux de rivage (Western Raptor Technical Committee 1988). Albuquerque (1988) a noté que les femelles qui hivernent au Brésil se nourrissent principalement de pigeons sauvages, alors que les mâles se nourrissent de passereaux et de chauves-souris. Il importe toutefois de préciser qu'en général, les habitudes alimentaires des faucons pèlerins au cours de la migration et dans les aires d'hivernage sont très peu connues (Martin 1978). Pour plus de détails concernant les techniques de chasse et les espèces de

proies capturées, il est suggéré de consulter les revues de littérature élaborées par Cade (1982), Palmer (1988) et Ratcliffe (1993).

5.1.2 Reproduction

Les mâles sont ordinairement les premiers à arriver sur un territoire et à s'y établir. Les parades nuptiales précèdent l'accouplement. La ponte s'effectue du début d'avril au début de juin, selon la latitude. La couvée se compose en moyenne de 3 à 4 oeufs (Ratcliffe 1980). Il arrive que les couples reproducteurs plus au sud nichent à nouveau lorsqu'ils perdent leurs oeufs dans la première phase de l'incubation. Lorsqu'elle commence à pondre, la femelle demeure près du nid et le mâle chasse pour assurer la subsistance du couple. L'incubation des oeufs, qui dure de 28 à 34 jours, est prise en charge par la femelle (Ratcliffe 1980).

5.1.3 Croissance, maturité sexuelle et longévité

La croissance des jeunes faucons pèlerins est décrite en détail par Palmer (1988) et Ratcliffe (1993). Après l'éclosion, les jeunes sont couverts de duvet blanc mais un plumage juvénile se développe après dix jours. Leurs yeux demeurent à demi-fermés jusqu'à l'âge de quatre jours, mais ils peuvent accepter de la nourriture en dedans de 24 heures. Les plumes des ailes et de la queue apparaissent vers l'âge de trois semaines. Les jeunes sont élevés par les parents mais en majeure partie par la femelle jusqu'à environ 16 jours. Les oisillons restent au nid de 35 à 40 jours. Ils seront encore dépendants de leurs parents pour une période pouvant durer jusqu'à cinq semaines après leur premier envol.

Les faucons pèlerins atteignent leur maturité sexuelle à l'âge de 2 ou 3 ans et peuvent être philopatrics (reviennent dans les environs de leur lieu de naissance), mais ils se disperseront autour du site natal, si ce dernier est occupé.

L'espérance de vie moyenne des faucons pèlerins adultes, après la première nidification est estimée à au moins 10 ans (Ratcliffe 1993). Une étude sur le faucon pèlerin en Écosse, par Mearns et Newton (1984), conclut qu'environ 15 % des oiseaux qui atteignent l'âge de deux ans devraient survivre jusqu'à l'âge de 20 ans. Le plus vieux survivant du programme de marquage britannique en était à sa 17^e année et plusieurs oiseaux gardés par des fauconniers ont survécu jusqu'à au moins 20 ans. La célèbre femelle qui a niché sur l'édifice de la Sun Life, à Montréal, avait au moins 18 ans quand elle est disparue (Ratcliffe 1993).

5.1.4 Comportement

Les faucons pèlerins exhibent une agressivité intraspécifique et interspécifique lorsqu'ils défendent leur territoire de nidification, probablement à cause du niveau élevé de compétition pour les sites disponibles.

Les faucons pèlerins sont très fidèles à leur site de nidification antérieur. Une étude de la sous-espèce *tundrius* dans les Territoires du Nord-Ouest indique qu'aucun des 25 mâles bagués et seulement cinq des femelles baguées ont changé de sites sur une période de sept ans (Court *et al.* 1989).

En dépit des baguages effectués dans le but de déterminer la fidélité aux sites de nidification et l'origine des oiseaux reproducteurs parmi la population de faucons pèlerins du sud du Québec (Blais 1991, 1992, 1993, 1994, 1995) (voir figure 2), les résultats ne sont pas encore concluants. On a observé le même mâle avec trois femelles différentes sur le pont Pierre-Laporte à Québec entre 1989 et 1992; mais en 1993, il a été remplacé par un nouveau mâle qui avait été bagué à ce site en 1989. Deux femelles différentes ont niché au pont Laviolette à Trois-Rivières en 1991 et 1992. En 1994 et 1995, la même femelle non baguée et identifiée au moyen de photographies, a niché à la Place Victoria à Montréal. On ignore toutefois si elle s'était accouplée avec le même mâle, mais il semble que le couple ait passé l'hiver dans les environs de l'immeuble. Des informations plus détaillées sur le comportement

reproducteur du faucon pèlerin se retrouvent dans Nelson (1970), Ratcliffe (1980, 1993), Cade (1982) et Palmer (1988).

À partir des observations de Court *et al.* (1989) et de Blais (1991, 1992, 1993, 1994, 1995), ainsi que de discussions avec d'autres biologistes spécialistes du faucon pèlerin au cours des années, il est probable que cette espèce démontre une grande fidélité à ses sites de nidification au Québec.

Les faucons pèlerins qui nichent dans les villes du Midwest américain ont attaqué et tué un certain nombre d'espèces d'oiseaux de proie, comme les buses à queue rousse (*Buteo jamaicensis*) (Cade *et al.* 1996). Dans deux villes du Midwest américain, des hiboux ont subi les attaques de faucons pèlerins qui nichaient sur place (Cade *et al.* 1996). À Montréal, en deux occasions, un grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*) s'est approché, au milieu de la journée (comportement inhabituel), du territoire de faucons pèlerins et dans les deux cas, le grand-duc a été sauvagement attaqué et repoussé.

En ce qui concerne le comportement de chasse, la proie, habituellement un oiseau, est la plupart du temps saisie au cours d'un plongeon à haute vitesse, exécuté après que le faucon ait volé en cercles au-dessus et à l'arrière de sa victime. Des attaques par surprise sont parfois effectuées à partir d'un perchoir sur une falaise. Le taux de succès varie toutefois selon les individus : un mâle nichant dans une falaise en Estrie capturait sa proie une fois sur trois essais. Des détails supplémentaires concernant le comportement de chasse de l'espèce se retrouvent dans Ratcliffe (1980, 1993), Bird et Aubry (1982), Cade (1992) et Palmer (1988).

5.1.5 Déplacements

Comme leur nom le suggère, les faucons pèlerins sont de grands vagabonds et on a retrouvé de nombreux sujets nés en captivité, en train de se reproduire à des milliers de kilomètres de leur point de lâcher.

La plupart des connaissances que nous avons du comportement migratoire du faucon pèlerin ont été acquises à partir du baguage d'individus mais l'évolution rapide de la télémétrie par satellite s'avère très prometteuse (Dayton *et al.* 1995).

Les habitudes migratoires du faucon pèlerin varient selon la sous-espèce et la région. En général, les oiseaux qui se reproduisent plus au nord (*tundrius*) migrent plus loin au sud que ceux qui se reproduisent plus au sud (*anatum*) (Hickey et Anderson 1969).

On a récupéré au sud du Québec au moins deux individus bagués au Groenland (Mattox et Seegar 1988; M. Lepage, comm. pers.), ce qui indique que les faucons du Groenland passent parfois par le Québec lors de leur migration vers le sud en automne.

Des faucons pèlerins libérés à Montréal ont été retrouvés à Winnipeg et à Détroit (Cade et Bird 1990). Par ailleurs, les faucons pèlerins ne se préoccupent pas des frontières internationales. Malgré 50 lâchers à Montréal de faucons pèlerins élevés en captivité, le premier couple à s'installer sur un gratte-ciel de cette ville en 1984 provenait de falaises des États du Vermont et de New York.

Avant l'installation de la première boîte de nidification pour faucon pèlerin sur la tour de la Place Victoria en 1984, pas moins de quatre sujets hivernaient à Montréal. Parmi ces quatre faucons, un couple y avait passé l'été (R. Galbraith, comm. pers.).

Les données restreintes, tirées des bagues récupérées, indiquent que les individus de la sous-espèce *anatum* se déplacent au moins jusqu'au sud des États-Unis, au golfe du Mexique et jusqu'en Amérique du Sud. Ces mêmes données suggèrent également que les sujets de la sous-espèce *tundrius* émigrent plus loin encore, peut-être jusqu'à l'extrême sud de l'Amérique du Sud (Western Raptor Technical Committee 1988).

On ne signale que peu de retours de bagues de faucons pèlerins marqués au Québec. Hall (1970) a mentionné deux retours de bagues d'oiseaux qui avaient été bagués en juin 1943, alors qu'ils étaient oisillons. Un de ces oiseaux a été abattu en Georgie, en octobre 1943, et l'autre a été retrouvé dans la ville de New York, en décembre de la même année. Sur trois autres oiseaux bagués lorsqu'ils étaient oisillons dans la région de la baie d'Ungava, deux ont été pris dans un piège lors de la migration automnale, à l'île Assateague, au Maryland, sur la côte est des États-Unis, et le dernier a été pris dans un autre piège en Pennsylvanie (Yates *et al.* 1988). Une femelle baguée et âgée de quatre ans a été retrouvée morte il y a quelques années à Saint-Fulgence, dans la région du Saguenay. Le spécimen est conservé dans la collection du MEF (G. Lupien, comm. pers.).

Quoique les données sur la récupération des bagues soient limitées, certaines caractéristiques migratoires émergent néanmoins. La côte atlantique des États-Unis et le golfe du Mexique semblent être les points majeurs de concentration des faucons pèlerins lors de leur migration automnale. Des concentrations printanières apparaissent le long de la côte du golfe du Mexique, mais pas sur la côte atlantique. Deux populations hivernales importantes de faucon pèlerin ont été récemment découvertes : une sur la côte de Sinaloa, à l'ouest du Mexique (Anderson *et al.* 1991) et une autre à la Laguna Madre dans le sud du Texas (Anderson *et al.* 1995b).

La plupart des faucons pèlerins sont fidèles à un itinéraire aérien, quoique les oiseaux provenant d'une même région (et même d'un même nid) n'utilisent pas toujours le même itinéraire lors de leur migration (Yates *et al.* 1988).

Anderson *et al.* (1995b) ont proposé que certains individus passeraient leur premier été dans leur région d'hivernage. En effet, dans les régions arctiques, il est rare de pouvoir observer des individus immatures au cours de la saison de reproduction. Tout semble indiquer qu'ils demeurent dans leur aire d'hivernage ou qu'ils ne parcourent pas tout le chemin du retour lors de la migration printanière (Cade 1960).

L'étude la plus enrichissante entreprise sur la migration des faucons pèlerins de la région de la baie d'Ungava, a débuté en 1994 (Dayton *et al.* 1995). Des émetteurs de 28 g et dont les signaux voyagent par les satellites en orbite ont été fixés sur six femelles.

Trois des femelles ont été retrouvées sur la rivière Caniapiscau, au nord du Québec, au cours de la première semaine d'octobre 1994. L'une d'entre elles a fait le voyage à partir de son nid de Leaf Passage en seulement huit heures. Le 28 septembre 1994, une femelle qui avait niché sur l'île Copter (58° 46' N : 69° 50' 0) (T. N.-O.), dans la baie aux Feuilles, a été détectée au lac Saint-Jean. Une autre femelle qui nichait à False Point (Leaf Passage : 58° 54' N : 68° 59' 0) a été repérée en vol, tout juste à l'est de Montréal, le 3 octobre 1994.

Cinq des six faucons ont traversé différents états de la Nouvelle-Angleterre au cours du mois d'octobre. À la fin de ce mois, quatre émetteurs se sont tus. Des deux individus qu'on pouvait encore suivre, l'un a passé au-dessus de Cuba et de la République Dominicaine pour se diriger vers la Colombie et le Venezuela et atteindre le Brésil, d'où ont cessé les émissions après le 13 mars 1995. Une femelle transmettait toujours des signaux le 29 mars 1995, du nord de l'Argentine (Dayton *et al.* 1995).

5.2 Habitat

5.2.1 Habitats de nidification

Les falaises sont les sites de nidification préférés des faucons pèlerins et celles-ci sont presque toujours situées à proximité de l'eau. Dans la région de la baie d'Ungava, il est peu probable qu'un grand nombre de couples nichent sur les falaises à l'intérieur des terres (Bird et Weaver 1988).

Les faucons pèlerins changent souvent de falaise d'une année à l'autre (Bird et Weaver 1988). Les sites alternatifs sont souvent adjacents les uns aux autres quoique

la distance entre chacun puisse être de plus de 6 km et que cette distance dépende probablement de la disponibilité des sites (Ratcliffe 1969). Les facteurs qui amènent ces oiseaux à changer de site ne sont pas connus.

Dans la région de la baie d'Ungava, si les faucons pèlerins nichent peu souvent sur des falaises en compagnie d'un couple de grands corbeaux (*Corvus corax*), comme cela peut se produire dans le sud du Québec, il n'est pas rare qu'ils partagent leur site avec des buses pattues (*Buteo lagopus*) et des faucons gerfauts (Bird et Weaver 1988). Cependant, les sites de nidification sont généralement situés dans des vastes falaises et sont rarement visibles entre eux.

Lorsque les falaises sont rares, les faucons pèlerins peuvent utiliser d'autres sites pour nicher. En Colombie-Britannique, on a vu des oiseaux nicher dans des arbres (Campbell *et al.* 1977). Fyfe (1969) a noté que dans l'Arctique, il arrive que certains de ces oiseaux nichent sur des escarpements et des hummocks. De façon générale, de tels sites sont exceptionnels et une telle pratique n'a pas encore été documentée au Québec. Dans, ou près des villes, ils exploitent souvent les structures élevées comme les ponts, les édifices, les tours, etc.

5.2.2 Habitat de chasse

Les espaces libres comme les cours d'eau, les marais, les plages, les vasières et les champs sont les lieux privilégiés de chasse du faucon pèlerin, car ils offrent une bonne visibilité et facilitent la poursuite et la capture des proies (Bird et Aubry 1982; Cade 1982; Palmer 1988; Ratcliffe 1993). Dans les milieux urbains, les faucons pèlerins ont tendance à nicher sur des immeubles à proximité de grandes étendues d'eau, probablement parce qu'ils associent ces étendues à une abondance de sauvagine et aux parcours des espèces migratrices (Cade et Bird 1990). À l'inverse de plusieurs oiseaux de proie, les faucons pèlerins sont reconnus pour s'aventurer loin en mer à la recherche de proies (Palmer 1988).

5.2.3 Habitat d'hivernage

À l'instar d'autres oiseaux de proie en Amérique du Nord, le faucon pèlerin migre en saute-mouton, c'est-à-dire que les oiseaux qui nichent à des latitudes plus au nord migrent plus au sud que ceux qui nichent au sud. Certains hivernent en Floride, dans les Caraïbes et en Amérique centrale alors que la majorité hiverne en Amérique du Sud (Palmer 1988). Ceux qui nichent en milieu urbain demeurent occasionnellement dans la ville pour l'hiver (D. Bird, obs. pers.) et s'alimentent généralement de pigeons, de moineaux et d'étourneaux.

Il y a peu de publications qui traitent de l'habitat d'hiver en Amérique du Sud (Palmer 1988) à cause de la difficulté à localiser les faucons pèlerins dans un milieu aussi montagneux et difficile d'accès. Comme ils s'alimentent majoritairement d'oiseaux, le choix de l'habitat d'hiver sera déterminé par la disponibilité des proies. Par exemple, les faucons pèlerins sont reconnus pour migrer par étapes le long de la côte est et de la côte sud des États-Unis, avec des arrêts soit sur l'Île Assateague (au Maryland) et l'Île Padre (Texas), où ils peuvent capturer des passereaux migrateurs le long des plages. Ainsi, les faucons pèlerins peuvent hiverner près de milieux ouverts, partout en Amérique du Sud, où des populations d'oiseaux se regroupent, soit dans les prairies, soit sur les rives de lacs et de rivières, dans les estuaires, sur le littoral marin, les plages, les dunes et même en mer (Palmer 1988).

Une grande concentration de faucons pèlerins a été signalée dans les marais, le long de la côte de Sinaloa à l'ouest du Mexique (Enderson *et al.* 1991). Récemment, Enderson *et al.* (1995b) ont découvert une autre concentration importante, possiblement des milliers d'oiseaux, hivernant le long de la côte sud de l'Amérique du Nord. En étudiant le comportement de plusieurs faucons pèlerins munis d'émetteurs, au sud du Texas, ils ont découvert que ceux-ci préfèrent chasser parmi d'importants regroupements d'échassiers et de sauvagine, sur les estrans ou à partir de perchoirs près d'eaux peu profondes.

5.3 Dynamique des populations

5.3.1 Général

Le rapport des sexes constitue aussi un facteur important dans la dynamique des populations. En général cependant, le rapport des sexes chez les populations de faucon pèlerin s'est maintenu autour de l'unité (Ratcliffe 1993). Au sud du Québec, compte tenu de l'état des populations, aucune étude sur l'écologie ou la productivité du faucon pèlerin n'a encore été conduite.

Dans des conditions normales, une nouvelle génération de fauconneaux s'ajoute à la population, durant l'été. Cette augmentation est temporaire puisqu'elle est compensée par la mortalité des jeunes et des adultes durant l'automne et l'hiver suivants, de telle sorte que la population demeure à peu près stable d'année en année (Ratcliffe 1993).

Court *et al.* (1989) ont estimé que moins de 4 % de tous les jeunes nés dans leur site d'étude au cours des cinq premières années de leur recherche de sept ans ont réintégré par la suite cette population reproductrice.

5.3.2 Mortalité et productivité

Les femelles semblent entrer dans le groupe des reproducteurs surtout à l'âge de deux ans (Palmer 1988; Ratcliffe 1993) mais une certaine proportion n'y entre qu'à trois ans. Les mâles prennent plus de temps, généralement trois ans, mais peuvent attendre jusqu'à quatre ou cinq ans (Ratcliffe 1993). On pense qu'après la première reproduction, les faucons pèlerins vivent, en moyenne, encore au moins dix ans (Ratcliffe 1993).

Le plus fort taux de mortalité se produit chez les jeunes et particulièrement pendant les premiers mois de leur vie (Ratcliffe 1993). Au cours de la première année, le taux de mortalité des jeunes est de 50 à 75 %, puis diminue jusqu'à environ 20 % par

année. Mebs (1971) a formulé une équation pour calculer la productivité moyenne nécessaire au maintien d'une population de faucon pèlerin soit :

$$f = \frac{2 m}{(1 - q) (1 - m)}$$

où « q » correspond au taux de mortalité des oiseaux de 0 à 1 an, « m » au taux de mortalité de 1 à 6 ans et « f » à la productivité conséquente. On assume que la maturité sexuelle est atteinte à 2 ans.

Pour les populations britanniques de faucon pèlerin, Ratcliffe (1993) a fixé le taux de mortalité durant la première année entre 30 et 40 % pour en arriver à une productivité requise de 0,71 à 0,83 jeune par couple territorial. Pour obtenir ce résultat, en fonction de l'équation de Mebs (1931), le taux de mortalité chez les un an et plus doit correspondre à 20 %. Cependant, Mears et Newton (1984), par une méthode de capture et marquage, ont situé le taux de mortalité annuel à 11 % pour les deux sexes réunis. Court (1986) a trouvé un taux de mortalité maximum de 23 % chez les faucons pèlerins marqués dans les Territoires du Nord-Ouest pendant que Nelson (1988, 1990) a observé un taux encore plus élevé, soit 32 %. Dans ces trois études, le taux de mortalité a été plus haut chez les mâles et Nelson (1988) a noté que les couples qui ont élevé les nichées les plus grandes ont semblé subir un plus fort taux de mortalité.

5.4 Facteurs limitants

5.4.1 Activités humaines

Des activités humaines de toutes natures menacent le faucon pèlerin. Le prélèvement des oeufs par les collectionneurs et la prise illégale de jeunes pour des fins de fauconnerie ont une incidence sur les populations qu'il reste à évaluer, même si elle est limitée. La chasse aveugle aux faucons adultes ou aux fauconneaux par des chasseurs sans expérience ou irréfléchis demeure un problème plus sérieux. Malheureusement, il existe encore aujourd'hui des gens dans l'est du Canada qui

tirent, à coups de fusil, sur les faucons pèlerins (Sam *et al.* 1994). Cependant, chaque année, seulement quelques rares faucons pèlerins sont rapportés dans les centres de réhabilitation du Québec (G. Fitzgerald, comm. pers.).

Les élevages de pigeons voyageurs et autres variétés particulières sont particulièrement vulnérables aux attaques du faucon pèlerin en milieu urbain. Ainsi, des faucons ont été abattus par des éleveurs de pigeons qui les considèrent comme une espèce nuisible (Cade et Bird 1990). À l'inverse du Royaume-Uni, où les colombophiles et les ornithologues se disputent au sujet de la forte prédation des faucons pèlerins sur les pigeons entraînés, il ne s'est pas développé de problème sérieux au Québec.

À l'occasion, quelques faucons pèlerins se blessent ou sont électrocutés par les lignes de transmission électrique. En 1995, un oiseau marqué a été trouvé blessé près d'une ligne à haute tension. Il a été apporté à l'Union québécoise de réhabilitation des oiseaux de proies (UQROP) et relâché plus tard (Blais 1995). Des spécimens ont été soignés à l'UQROP suite à des blessures par des projectiles, par une collision avec un véhicule ou des fils électriques.

La perturbation de l'habitat et des couples reproducteurs par les activités récréatives humaines, comme l'escalade et le vol libre, est de plus en plus fréquente. C'est ainsi que la curiosité d'adolescents et de varappeurs ont forcé un couple nicheur du mont Saint-Hilaire à abandonner ses oeufs en 1988 et en 1989. En 1994, quoique l'accès à la falaise ait été interdit par le propriétaire et que de nombreux panneaux aient été installés par le gouvernement provincial, des grimpeurs ont persisté à envahir le site de nidification. Il a fallu embaucher un gardien au cours des mois de juin et de juillet (Blais 1994).

Le même phénomène a été observé au site du lac Lyster où les activités d'escalades sont très intenses et répétées. À deux occasions, de jeunes faucons pèlerins incapables de voler ont été retrouvés au pied de la falaise du lac Lyster, mais on ignore si c'était la conséquence de l'intrusion d'escaladeurs (Blais 1994). À Stoneham,

les dérangements par les grimpeurs et autres visiteurs ont entraîné l'abandon du site (Blais 1994). La présence de bateaux à moteurs au pied des falaises dérange également ces oiseaux. Sur le Saguenay, on ne compte plus les croisières organisées et on en fait même de nuit avec son et lumière.

À un moment ou à un autre de la période de nidification, ces perturbations peuvent entraîner l'abandon du nid, le bris des oeufs, l'envol prématuré des oisillons et éventuellement attirer les mammifères prédateurs qui suivent les pistes humaines (Fyfe et Olendorff 1976).

Les biologistes qui effectuent des recensements de faucons reproducteurs par voie aérienne doivent être conscients de la menace qu'ils représentent. Il semble que les hélicoptères et les aéronefs à voilure fixe qui volent à plus de 450 m au-dessus du nid ne dérangent pas les oiseaux nicheurs. Mais, à plus basse altitude, les aéronefs à voilure fixe qui se déplacent lentement peuvent provoquer l'abandon du nid avant la ponte et même des attaques (Fyfe et Olendorff 1976).

Les développements résidentiels, industriels et récréatifs dans le sud du Québec menacent des sites historiques et éventuels de nidification, car ils restreignent le nombre de territoires disponibles aux couples reproducteurs. C'est un facteur limitant potentiel qui peut être compensé, en partie, par l'installation de nichoirs sur les édifices urbains ou le long du Saint-Laurent.

5.4.2 Parasites et maladies

De nombreuses maladies infectieuses ont été observées chez le faucon pèlerin (Trainer 1969), mais l'influence de ces maladies sur les populations sauvages n'est généralement pas connue. Si ces maladies sont la cause de certaines mortalités, il ne semble pas cependant qu'elles soient un facteur majeur de mortalité chez les faucons sauvages.

Il est intéressant de noter que le Centre québécois sur la santé des animaux sauvages a été fondé en 1993 pour diagnostiquer et enquêter sur les maladies de la faune sauvage au Québec. Ainsi, toute maladie et tout parasite pouvant affecter les faucons pèlerins devraient y être signalés. Ce centre est en relation étroite avec le Centre coopératif canadien sur la santé des animaux sauvages (M. Lepage, comm. pers.). À ce jour, aucune maladie ou parasite n'a été mis en évidence.

5.4.3 Prédation

Les jeunes sont particulièrement susceptibles à la prédation lorsqu'ils sont au stade d'oisillon et au cours des premières semaines après l'envol alors qu'ils apprennent encore à voler. Les principaux prédateurs naturels sont le grand-duc d'Amérique, la buse à queue rousse, l'autour des palombes (*Accipiter gentilis*), le raton laveur (*Procyon lotor*) et le vison d'Amérique (*Mustela vison*). Même dans les villes, les faucons pèlerins qui nichent sur les gratte-ciel ne sont pas à l'abri des attaques des grands-ducs d'Amérique. La nuit, les grands-ducs d'Amérique s'attaquent aux jeunes et quelquefois aux adultes. Dans certains cas, on a dû instituer des programmes pour les protéger.

5.4.4 Contamination de l'environnement

La baisse des populations de faucon a alerté les scientifiques et le public des risques que représente l'utilisation de pesticides persistants sur une grande étendue. Ce déclin a été en partie responsable des restrictions qui ont été imposées par la suite sur l'utilisation de ces produits chimiques. Les menaces auxquelles doivent faire face les faucons pèlerins sont les mêmes auxquelles sont confrontées plusieurs espèces dans divers écosystèmes de la planète.

Au moment de l'effondrement de la population nord-américaine de faucons pèlerins dans les années 1960, rien n'indiquait que la perte d'habitat de reproduction, le déclin des populations de proies ou l'augmentation de la mortalité attribuable à la prédation

naturelle ou aux maladies en étaient la cause (Hickey 1969). Cependant, le déclin correspondait à une période d'utilisation généralisée de pesticides organochlorés persistants, en particulier le DDT (dichlorodiphényl-trichloroéthane), comme insecticides (Ratcliffe 1969). De fortes concentrations de résidus de DDT, de cyclodiènes (aldrine, dieldrine, endrine et heptachlore) et de BPC (biphényles polychlorés) ont été enregistrées dans les oeufs et les proies des faucons pèlerins. À ce moment, les populations du sud du Canada et du nord des États-Unis étaient mieux connues. Dès lors, des études ont été entreprises sur les populations plus nordiques (D.M. Bird, comm. pers.).

De façon générale, le déclin de la population nord-américaine a été attribué à une réduction de la productivité causée par l'amincissement et, conséquemment, la fragilité de la coquille des oeufs. Il appert, dans ce cas-ci, que l'amincissement de la coquille soit le résultat de l'inhibition des enzymes, l'anhydrase carbonique ou calcium-ATPase nécessaires à la mobilisation des ions carbonate, essentiels au processus normal de calcification (Peakall *et al.* 1973; Bird *et al.* 1983). Nisbet (1988) a suggéré que la mortalité des faucons adultes causée par les cyclodiènes (en particulier la dieldrine) ait pu jouer un rôle important dans le déclin de la population, quoique la cause principale ait tout de même été imputée au DDT.

Tous les pesticides organochlorés peuvent influencer plus ou moins sérieusement, selon le degré d'exposition des oiseaux, le processus normal de reproduction chez les faucons. Cade *et al.* (1988) et Ratcliffe (1993) présentent d'excellentes revues de littérature sur les effets du DDT sur les faucons pèlerins.

En ce qui concerne le DDE (dichlorodiphényl-éthane), un métabolite du DDT trouvé dans les oeufs, il ne suffit que d'un niveau de 15 à 20 ppm (poids frais) ou de 75 à 100 ppm (poids sec) pour causer l'amincissement de la coquille (Peakall *et al.* 1975). Un examen limité des résidus chimiques dans les oeufs, effectué de 1968 à 1980, a révélé que certaines populations méridionales de *F. p. anatum* avaient des concentrations de DDE supérieures à celles-là. Les oeufs des faucons de la toundra (*F. p.*

tundrius) avaient également des niveaux perceptibles de DDE, quoiqu'en général ils étaient en dessous du niveau mentionné précédemment (Western Raptor Technical Committee 1988). Étant donné que les faucons pèlerins de la sous-espèce *tundrius* n'ont pas été exposés de façon directe aux pesticides organochlorés dans leur territoire de reproduction, les résultats observés supposent que les niveaux de pesticides enregistrés proviennent des espèces dont ils se nourrissent en période de migration et d'hivernage, là où les produits chimiques sont utilisés sur une grande étendue.

DeWeese *et al.* (1986) ont constaté que huit espèces migratrices dont se nourrissent les faucons avaient des concentrations de DDE 13 fois plus élevées que quatre espèces sédentaires. Les espèces insectivores montraient des niveaux beaucoup plus élevés de DDE, de BPC et d'autres pesticides organochlorés que les espèces omnivores ou granivores. Puisque les faucons pèlerins sont migrateurs, ils sont donc exposés aux pesticides organochlorés dans les aires d'hivernage d'Amérique latine où l'on retrouve la plus grande concentration de pesticides, en particulier de DDE (Henny *et al.* 1982).

L'écologie durant la période d'hivernage des migrateurs néotropicaux même les plus communs, est très peu connue. Étant donné que les aires d'hivernage ne sont pas clairement définies, il est difficile de déterminer quelles populations ou espèces hivernent dans les endroits où le risque d'exposition aux contaminants est le plus élevé (DeWeese *et al.* 1986).

Depuis 1979, une étude de contrôle du Service canadien de la faune avec la coopération des gouvernements d'Amérique latine a permis d'évaluer les résidus de pesticides organochlorés dans les espèces dont se nourrissent les faucons. Les résultats préliminaires indiquent que les faucons pèlerins qui hivernent ou se déplacent à travers ces régions au cours de leur migration sont exposés, via les proies qu'ils capturent, à des niveaux suffisamment élevés pour produire un impact négatif sur la reproduction (R. Fyfe, manuscrit non publié). Burton et Philogene (1988)

ont observé une réduction de l'usage du DDT en Amérique latine. Toutefois, Court (1993) a rapporté des niveaux toujours élevés de DDE et de BPC chez les faucons pèlerins d'Alberta. Plus récemment, on a relevé un niveau moyen de 21,8 ppm (poids frais) de DDE dans neuf oeufs de faucons pèlerins retirés de nids en Alberta. Les extrêmes étaient entre 0,83 et 69,05 ppm. Les taux de BPC variaient entre 0,09 à 5,65 ppm, avec une moyenne de 1,73 ppm (B. Treichel, données non publiées).

Le suivi des populations canadiennes de faucon pèlerin au cours des dix dernières années a révélé que les niveaux de DDE ont baissé de façon spectaculaire (Western Raptor Technical Committee 1988). Dans l'est du Canada, les concentrations actuelles de la plupart des résidus se situent légèrement sous les niveaux critiques (Peakall *et al.* 1990). Les populations de *F. p. tundrius* semblent enregistrer des niveaux en dessous de la limite acceptable (Western Raptor Technical Committee 1988), mais trois oeufs recueillis dans la région de la baie d'Ungava en 1986 montraient encore des niveaux inquiétants de résidus (Peakall *et al.* 1990). La cause du déclin n'est pas encore complètement résorbée et l'utilisation de nouveaux pesticides pourrait potentiellement provoquer une nouvelle chute des effectifs.

Selon Newton *et al.* (1989), les populations de faucon pèlerin peuvent survivre dans un environnement pollué si les concentrations de DDE sont inférieures à 15 ppm, que les coquilles ne s'amincissent pas de plus de 15 à 20 % par rapport à la normale et lorsque la productivité est supérieure à 0,6 oisillon par couple reproducteur. Il semble que les deux dernières conditions soient remplies chez les populations québécoises. Toutefois, on ne possède que peu de données sur les niveaux de DDE dans les oeufs des faucons pèlerins du Québec. Un certain nombre d'oeufs non fécondés ou non éclos ont été recueillis par Blais (1991, 1992, 1993, 1994) et remis au Service canadien de la faune à Hull, au Québec, pour fins d'analyse de résidus chimiques, mais aucun résultat n'est encore disponible.

5.4.5 Autres facteurs limitants

La perte d'habitats de nidification et d'alimentation, autant dans la province que sur les sites d'hivernage dans le sud des États-Unis, en Amérique centrale et en Amérique du Sud, est peut-être le facteur limitant le plus significatif qui pourrait affecter les populations de faucon pèlerin.

La perte d'habitats peut provenir autant de l'altération des falaises utilisées pour la nidification que du déclin des populations de proies, au Québec comme sur les aires d'hivernage. Même si les faucons pèlerins montrent une certaine souplesse quant au site de reproduction (gratte-ciel, ponts, arbres), leur premier choix demeure la falaise.

Dans certains cas, la végétation des falaises a évolué et présente maintenant un plus grand nombre d'arbres matures et d'arbustes qui fournissent un couvert et des sites de nidification pour les grands-ducs d'Amérique, de sérieux prédateurs autant d'adultes que de jeunes faucons pèlerins.

Le drainage des terres humides et des marais pourrait provoquer, à long terme, une diminution de proies mais, en 1995 tout au moins, les populations de sauvagine ont été, dans certains cas, à des niveaux records en Amérique du Nord (Wildlife Management Institute 1995). De plus, le faucon pèlerin s'alimente d'une variété d'espèces d'oiseaux et attrape souvent l'espèce la plus abondante et la plus facile à capturer. Les colonies d'oiseaux marins au Québec ne sont pas particulièrement menacées, sauf par la pollution, et, en fait, l'augmentation de leur nombre peut être attribuée à la diminution des stocks de morues, un compétiteur majeur pour les petits poissons comme source alimentaire (A. Boyne, comm. pers.).

On peut difficilement prévoir les conséquences des changements drastiques de la structure de l'habitat (causés par la révolution agricole en Amérique centrale et en Amérique du Sud) sur l'hivernation des faucons pèlerins. Alors que les faucons pèlerins peuvent occuper une grande variété de terrains ouverts autant que les villes,

les impacts de la fragmentation de l'habitat sur les populations de proies sur les sites d'hivernage sont encore inconnus.

5.5 Adaptabilité

Bird (1990) a manifesté de l'inquiétude quant au fait que la construction soutenue d'habitations le long de la rivière Koksoak par des Inuits de Kuujjuaq puisse affecter les faucons pèlerins nichant le long de cette rivière. On avait constaté au cours de visites antérieures que les faucons pèlerins semblaient nicher de plus en plus près de l'embouchure de la rivière et loin du village.

Toutefois, cette crainte s'est estompée en 1994 lorsqu'on a pu vérifier que deux des trois nids actifs régulièrement repérés le long de la rivière, entre Kuujjuaq et l'embouchure, se situaient à proximité du village. En fait, l'un de ces nids se trouvait sur une falaise historiquement utilisée, tout juste en face du village. Ce site était demeuré inoccupé lors des inventaires quinquennaux de 1980, 1985 et 1990.

Le développement de cette population, malgré l'activité humaine dans la région, est un signe encourageant. Qui plus est, l'attitude de la population locale d'Inuits envers le faucon pèlerin est en voie de devenir plus favorable. Ils sont enclins à protéger les oiseaux et le chapardage d'oeufs par les enfants Inuits est négligeable.

5.5.1 Reproduction en captivité

Le premier centre de reproduction en captivité au Canada a été créé à Wainwright, en Alberta, en 1972, par le Service canadien de la faune. L'objectif de ce centre était d'établir un capital génétique de *F. p. anatum* en captivité et de perfectionner les techniques requises pour sa propagation et sa réintroduction éventuelle dans l'habitat naturel. Ce centre a produit chaque année un grand nombre de jeunes en vue de les rendre à la nature (Fyfe 1988). Un deuxième programme de reproduction en captivité, le Saskatchewan Cooperative Falcon Project, a été mis sur pied en 1976. En 1979, le

Centre de recherche sur les rapaces Macdonald (CRRM) de l'Université McGill, à Sainte-Anne-de-Bellevue au Québec, a créé un centre de reproduction ayant pour objectif la propagation en captivité des sous-espèces *F. p. anatum* et *F. p. tundrius*, pour les programmes de repeuplement.

5.5.2 Réintroduction

Le tableau 1 met en évidence que plus de 6200 faucons pèlerins ont été remis en liberté. Ils sont tous issus des différents programmes de réintroduction en Amérique du Nord de 1974 à 1994. Les jeunes sont presque tous nés en captivité et environ 80 % ont atteint leur autonomie (Enderson *et al.* 1995a).

Tableau 1. Nombre de mises en liberté de faucons pèlerins en Amérique du Nord (excluant quelques lâchers récents)

Région	Période	Nombre d'individus lâchés
Canada		
. Sud-Est	1976-1994	825
. Prairies et Ouest	1975-1994	716
Total		1 541
États-Unis		
. Est	1975-1993	1 229
. Midwest	1981-1994	729
. Ouest	1974-1994	2 722
Total		4 680
Total	1974-1994	6 221

Adapté de Enderson *et al.* 1995a

Au Québec, le premier lâcher de faucons pèlerins produits en captivité a eu lieu en 1976, alors que quatre jeunes ont été relâchés à Hull et cinq à Sainte-Anne-

de-Bellevue, sur l'île de Montréal (figure 2). Des faucons ont ensuite été relâchés à chaque année, de telle sorte qu'en 1994, 256 oiseaux avaient été retournés à la nature dans 13 sites différents à travers la province (tableau 2). Jusqu'en 1990, les oiseaux étaient libérés par la technique appelée « hacking » et développée par Sherrod *et al.* (1981). Selon cette technique les oisillons sont placés à l'intérieur d'une boîte de lâchers vers l'âge de 28 à 35 jours. Cette boîte est fermée sur trois faces et un dispositif permet d'y déposer de la nourriture sans que les jeunes ne sachent qui les alimente. Ainsi, les jeunes ne pourront pas considérer les humains comme leurs parents. La quatrième face est grillagée et permet aux jeunes de se familiariser avec leur futur environnement.

Lorsqu'ils sont âgés entre 40 et 42 jours, le grillage est retiré très doucement pour éviter d'apeurer les jeunes. Ils sont alors libres et peuvent pratiquer leur vol et leur quête alimentaire.

Durant quelques semaines, on dépose toujours de la nourriture dans la boîte, après quelques tentatives de chasse infructueuses, les jeunes réussissent à capturer leur premier oiseau. Ils découvrent alors que ce repas chaud est beaucoup plus appétissant que la nourriture froide à laquelle ils sont habitués. Ils quittent alors la boîte et n'y reviennent que pour s'y percher. Plus tard, ils la quittent définitivement.

En plus de cette technique, et depuis 1990, des jeunes faucons pèlerins nés en captivité ont été placés directement dans des nids trouvés dans la nature (Blais *et al.* 1990; Blais 1991, 1992, 1994).

Les sites de lâchers ont été choisis aussi bien dans les régions urbaines que rurales. Les critères de sélection étaient les suivants : l'emplacement doit bien se prêter au lâcher, présenter une disponibilité de proies et de sites de nidification intéressants, présenter une faible abondance de prédateurs et être à proximité de sites de nidification historiques (Fyfe 1988).

Tableau 2. Nombre de mises en liberté de faucons pèlerins au Québec entre 1976 et 1994 (MLCP, données inédites)

Année	SECTEURS										Total	
	Hull	Ste-Anne-de-Bellevue et Montréal	Mont St-Hilaire	Cap-Tourmente		Kamouraska	Parc de la Jacques-Cartier	Parc du Bic	Parc Forillon	Lac Mékinac		Les Palissades
				Ste-Foy	La Pocatière							
1976	4	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9
1977	4	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9
1978	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
1979	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
1980	8	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14
1981	12	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18
1982	6	6	0	3	0	0	0	0	0	0	0	15
1983	4	9	0	3	0	0	0	0	0	0	0	16
1984	6	10	0	3	3	0	0	0	0	0	0	33
1985	6	2	0	14	3	0	0	0	0	0	0	11
1986	8	3	0	0	12	0	0	0	0	0	0	31
1987	0	0	0	8	7	0	0	0	0	0	0	13
1988	0	0	0	6	8	3	4	3	0	0	0	18
1989	0	0	0	0	0	0	10	18	0	0	0	29
1990	0	3	0	1	0	0	0	6	2	7	0	18
1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1992	0	0	2	0	0	0	0	3	0	0	0	5
1993	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1994	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Total	66	63	3	35	33	3	14	30	2	7	0	256

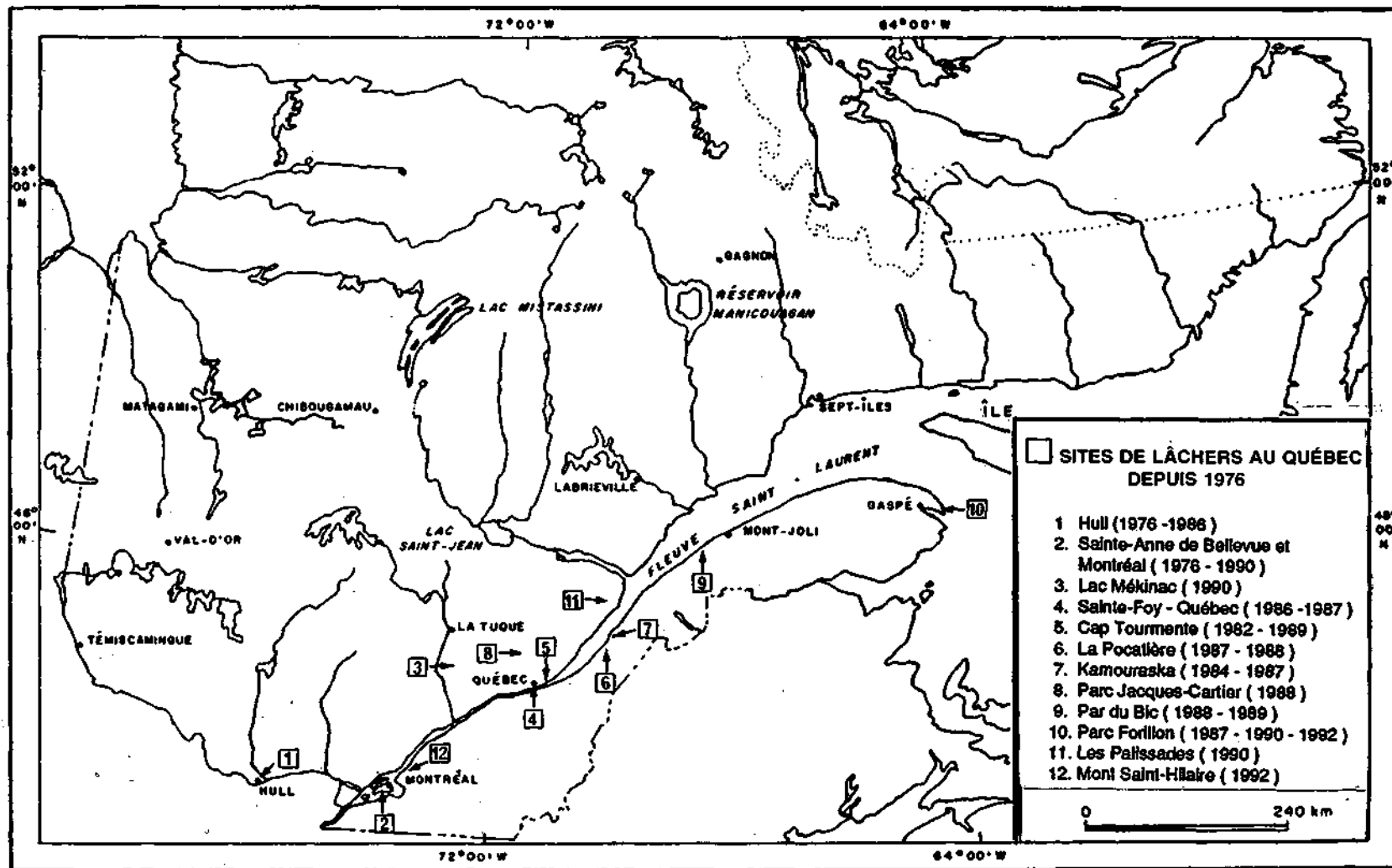


Figure 3. Sites de lâchers de faucons pèlerins au Québec entre 1976 et 1992
 Source : MLCP, données inédites

Les sites urbains sont populaires parce qu'ils répondent à la plupart des critères et qu'il y est facile de surveiller les oisillons. En outre, ils favorisent la publicité en faveur du faucon pèlerin. À cet effet, à Montréal par exemple, les employés d'un cabinet d'avocats ont installé un centre de renseignements sur le faucon pèlerin dans le hall de la Tour de la Bourse, à la Place-Victoria. Le présentoir offrait un texte sur le faucon pèlerin de même qu'un écran de télévision en couleur et de haute performance pour voir les faucons dans leur nid. Un étudiant engagé pour l'été a servi de guide et d'interprète.

Le taux d'envol dans les sites urbains atteint une moyenne d'environ 90 %, pourcentage presque identique à celui des sites ruraux (Fyfe 1988; Cade et Bird 1990). Cependant, la combinaison d'un envol précoce jumelé à des rafales de vent imprévisibles et aux activités humaines sont les inconvénients majeurs des sites urbains. En effet, les oisillons peuvent entrer en collision avec les immeubles environnants ou tomber en pleine circulation et être blessés gravement ou même être tués (Cade et Bird 1990). Par contre, la mortalité dans les sites naturels provoquée par collisions avec des falaises n'est pas documentée.

Les faucons pèlerins, en particulier ceux qui sont élevés en captivité puis relâchés, font preuve de souplesse lorsqu'ils utilisent les sites artificiels créés par l'homme. Des couples ont niché avec succès sur des immeubles, des ponts et des viaducs, des tours, et autres structures élevées (Cade et Bird 1990; Cade *et al.* 1996) ainsi que dans des carrières (Herbert et Herbert 1965; D.M. Bird, données non publiées).

Même si la majorité des oiseaux relâchés revient au site de leur lâcher (Holroyd et Banasch 1990), certains vont nicher ailleurs. Sur 16 oiseaux nichant en milieu urbain et dont l'origine était connue, sept provenaient de sites ruraux (Cade et Bird 1990). Des données plus récentes (J. Marks, comm. pers.) au sujet de faucons nichant dans le Midwest américain indiquent que 90 % (55 sur 61) des oiseaux nichant en milieu urbain étaient d'origine urbaine et que 83 % (5 sur 6) des faucons pèlerins nichant en milieu non urbain provenaient d'origine non urbaine.

Quand les sites sont différents, la distance moyenne entre le site du lâcher et celui du retour, calculée après avoir revu 35 oiseaux bagués, était de 144 km (Holroyd et Banasch 1990). Les femelles se dispersent à une plus grande distance que les mâles (263 km contre 52 km). Comme le notent Holroyd et Banasch (1990), ces distances de dispersion réduisent l'importance de relâcher les oiseaux près de sites de nidification éventuels, car rien ne garantit que ces oiseaux reviendront au site de lâchers.

Selon J. Marks (comm. pers.), la distance moyenne entre le point d'envol et le site de nidification ultérieur des faucons pèlerins du Midwest américain était de 140 km chez les mâles et de 288 km chez les femelles. On a mesuré des distances maximales de 432 km chez les mâles et de 1120 km chez les femelles. Marks a suggéré qu'en principe et en moyenne, un mâle ne niche pas à plus de 175 km de son lieu de naissance et que, chez les femelles, cette distance est de 360 km.

Des lâchers par groupes ont été effectués dans plusieurs sites au Québec : plusieurs jeunes à la fois sont retournés à la nature, à partir du même site ou de différents sites rapprochés. Cette technique est utilisée afin d'augmenter la probabilité de retour, durant la même saison de reproduction, d'au moins un couple d'adultes (Western Raptor Technical Committee 1988). Il est à noter, cependant, que ces sites de lâchers ne sont utilisés que durant deux ou trois ans afin d'éviter de provoquer des conflits entre les oiseaux qui reviennent aux mêmes sites et les plus jeunes qui prennent leur envol.

La technique de la capture à l'automne et du relâchement au printemps s'avère intéressante, particulièrement lorsqu'on est en présence d'oiseaux territoriaux solitaires. De jeunes faucons sont capturés en nature en automne puis gardés en captivité durant l'hiver. Ils sont alors dressés à la chasse puis relâchés au printemps dans le territoire d'un oiseau solitaire pour, éventuellement, lui servir de partenaire. Des tentatives ont donné des résultats peu concluants (Western Raptor Technical Committee 1988) mais la méthode a connu du succès en Saskatchewan, en 1988 (Holroyd et Banasch 1990). En 1992, quatre faucons pèlerins ont été capturés et

gardés par des fauconniers. Les trois survivants ont été relâchés en 1994 sur des sites choisis, mais aucun n'y est demeuré (SCF, données non publiées).

Il existe encore au Québec des régions qui se prêtent bien aux programmes de repeuplement, soit par exemple, l'île Bonaventure et l'île d'Anticosti. Par contre, si le nombre de couples reproducteurs dans le sud du Québec continue d'augmenter, l'objectif de repeuplement pour la zone de gestion numéro 1 (Western Raptor Technical Committee 1988) sera bientôt dépassé et réduira le besoin de relâcher des jeunes élevés en captivité.

On utilise avec grand succès en Allemagne, dans le Midwest américain, et maintenant en Ontario, des nids artificiels pour augmenter le nombre de faucons pèlerins (*P. Ewins*, rapport non publié). J. Marks (comm. pers.) a rapporté que l'installation de nids artificiels et de jeunes (qui provenaient majoritairement d'adultes reproduits à Saskatoon) sur les immeubles et les gratte-ciel du Midwest américain a eu une incidence importante sur la croissance des populations de faucon pèlerin de la sous-espèce *anatum* de ces régions.

5.5.3 Renidification forcée

Plusieurs espèces de rapaces produisent une seconde couvée s'ils perdent la première (Morrison et Walton 1980). Ce principe est exploité comme technique de gestion qui consiste à prélever la première couvée afin de forcer le couple reproducteur à en pondre une seconde. Les oeufs qui ont été enlevés sont alors incubés artificiellement et peuvent éventuellement doubler la production du couple. Cette technique est fréquemment utilisée dans les centres de reproduction en captivité (Weaver et Cade 1983) et occasionnellement dans l'habitat naturel aux États-Unis (Barclay 1988).

La renidification forcée des faucons pèlerins de la région de l'Ungava a été mise à l'essai de 1984 à 1986 pour étudier la possibilité de fournir une « banque » d'oiseaux,

peu coûteuse, pour les programmes de lâchers dans le sud du Québec (Bird *et al.* 1990). La première couvée de huit couples a été prélevée, mais seulement un couple a produit une deuxième couvée de deux jeunes. Ces résultats ont corroboré ceux d'études antérieures (Hickey 1942; Cade 1960), selon lesquels, de façon générale, la renidification forcée est infructueuse dans les latitudes nordiques, sans doute à cause de la courte durée de la saison de reproduction. Bird *et al.* (1990) ont donc conclu que la renidification forcée avec les faucons du nord n'est pas une méthode pratique pour obtenir des oiseaux pour les programmes de lâchers dans le sud du Canada.

6. IMPORTANCE PARTICULIÈRE DE L'ESPÈCE

Le faucon pèlerin jouit d'une grande popularité auprès du public. Une récente étude du gouvernement canadien (1991) a démontré le profond attachement des Canadiens envers la faune (Filion *et al.* 1994). Tout effort déployé pour conserver une espèce aussi spectaculaire que le faucon pèlerin dans son habitat naturel sera chaleureusement accueilli par le nombre croissant d'ornithologues amateurs et d'écotouristes.

Enfin, des permis spéciaux ont été émis à des fauconniers pour l'utilisation de faucons pèlerins dressés pour le contrôle des oiseaux nuisibles dans les aéroports québécois (Erickson *et al.* 1990 ont publié une évaluation de cette technique en 1990).

7. SITUATION ACTUELLE

7.1 État des populations

Les renseignements historiques sur le dénombrement de la population du faucon pèlerin en Amérique du Nord sont limités (Enderson *et al.* 1995a), quoiqu'il semble qu'elle n'ait jamais atteint les fortes densités qui ont existé ailleurs dans le monde, et qu'elle n'ait jamais été considérée comme étant répandue (Kiff 1988; Enderson *et al.* 1995a). Les premiers recensements dans l'est du continent nord-américain ont été effectués dans les années 1930 et 1940 par Hickey (1942), puis dans l'ouest du continent nord-américain par Bond (1946). Étant donné que ces recensements ont été effectués avant l'utilisation généralisée des pesticides, ces documents servent de références sur les niveaux historiques des populations de faucon pèlerin (Kiff 1988). Les deux auteurs ont présenté leurs données sur les populations canadiennes mais aucun recensement systématique du faucon pèlerin au Canada n'a été entrepris avant les années 1960 (Western Raptor Technical Committee 1988). Les données historiques sur les territoires du faucon pèlerin en Amérique du Nord sont présentées par Enderson *et al.* (1995a).

Dès le début des années 1960, plusieurs chercheurs signalaient déjà un important déclin dans les populations nord-américaines de faucon pèlerin (Enderson *et al.* 1995a). Berger *et al.* (1969) n'ont trouvé aucun nid dans les falaises traditionnellement occupées par la sous-espèce *anatum* dans l'est de l'Amérique du Nord. Suite à ces observations, la Conférence Madison sur le faucon pèlerin a été organisée dans le but d'évaluer les tendances démographiques de l'espèce en Amérique du Nord (Hickey 1969). Lors d'une conférence ultérieure à l'Université Cornell en 1969, il a été décidé que des recensements seraient effectués afin de surveiller les populations de faucon pèlerin ainsi que les niveaux des résidus de pesticides organochlorés dans les oiseaux et dans leurs proies. Ces recensements s'effectueraient à tous les cinq ans et débuteraient en 1970.

En 1992 aux États-Unis (sans l'Alaska ni Hawaï), suite principalement à la mise en liberté de 4680 faucons pèlerins élevés en captivité (Enderson *et al.* 1995a) (tableau 1) et à la réduction du DDT dans l'environnement, on comptait plus de 832 couples territoriaux (tableau 3) (Burnham et Cade 1992). À cette époque, on y estimait la population totale à près de 1100 couples (Enderson *et al.* 1995a). Même sans lâchers, les populations d'Alaska (*anatum* et *tundrius*) qui avaient presque diminué de moitié, ont à peu près doublé en certaines régions.

Tableau 3. Nombre de couples de faucons pèlerins (*anatum* et *tundrius*) observés en 1994, ou lors du dernier inventaire, et évaluations de la population actuelle basée sur les décomptes ou sur des estimations conservatrices

Région	Nombre de couples observés	Nombre de couples estimés
Canada		
. Arctique et subarctique	376	4 125
. Côte du Pacifique	77	250
. Sud-Est	23	30
. Prairies et Ouest	20	25
Total	496	4 430
États-Unis		
Alaska		
. Arctique	158	225
. Intérieur	183	200
. Côte du Pacifique	149	600
Est	104	120
Midwest	55	60
Ouest	673	914
Total	1 322	2 119
Total	1 818	6 549

Adapté de Enderson *et al.* 1995a

On n'avait absolument pas prévu l'invasion des villes par les faucons pèlerins. Selon une étude menée en 1993 par Cade *et al.* (1996), 61 villes nord-américaines, incluant Québec et Montréal, étaient les hôtes de 89 couples nicheurs. Cette population citadine a presque triplé de 1988 à 1993.

Les dernières statistiques pour le Canada sont fournies par Kirk *et al.* (1994–1995). Leur meilleure estimation situe entre 400 et 800 le nombre de couples reproducteurs de la sous-espèce *anatum* et de 800 à 2000 couples chez la sous-espèce *tundrius*. Des recensements effectués en 1975 et 1980 ont indiqué qu'il n'y avait pratiquement plus de couples reproducteurs dans le sud du Canada (Holroyd et Banasch 1994, 1995). En 1990, on comptait 32 couples nichant au sud de la forêt boréale et un total de 250 couples dans tout le Canada pour la sous-espèce *anatum*. Les populations *tundrius* ont aussi augmenté dans les régions nordiques, à Rankin Inlet (T. N.-O., 62° 49' N : 92° 05' 0) et dans la baie d'Ungava.

Le tableau 3 présente les plus récentes estimations du nombre de couples de faucons pèlerins au Canada et aux États-Unis. Elles sont de 4430 et 2119 couples, respectivement.

7.1.1 Dans le nord du Québec

7.1.1.1 À l'ouest de la baie d'Ungava

Dans la région occidentale de la baie d'Ungava (à l'ouest de la rivière George), des documents historiques datant de 1885 rapportent que le faucon pèlerin nichait à Kuujuaq (anciennement Fort Chimo) (Fyfe 1969). Dans cette région, des spécimens qui ressemblaient aux deux sous-espèces *anatum* et *tundrius* ont été observés (D. Bird, obs. pers.). Avant 1960, on voyait couramment le faucon pèlerin nicher sur un vaste territoire du nord canadien (figure 4). Il abondait à Kuujuaq durant l'été et était répandu le long de la baie et dans la région de l'Ungava. On le disait très répandu sur l'île Akpatok (T. N.-O.) (Fyfe 1969). Fyfe (1969) a estimé qu'il y avait en-

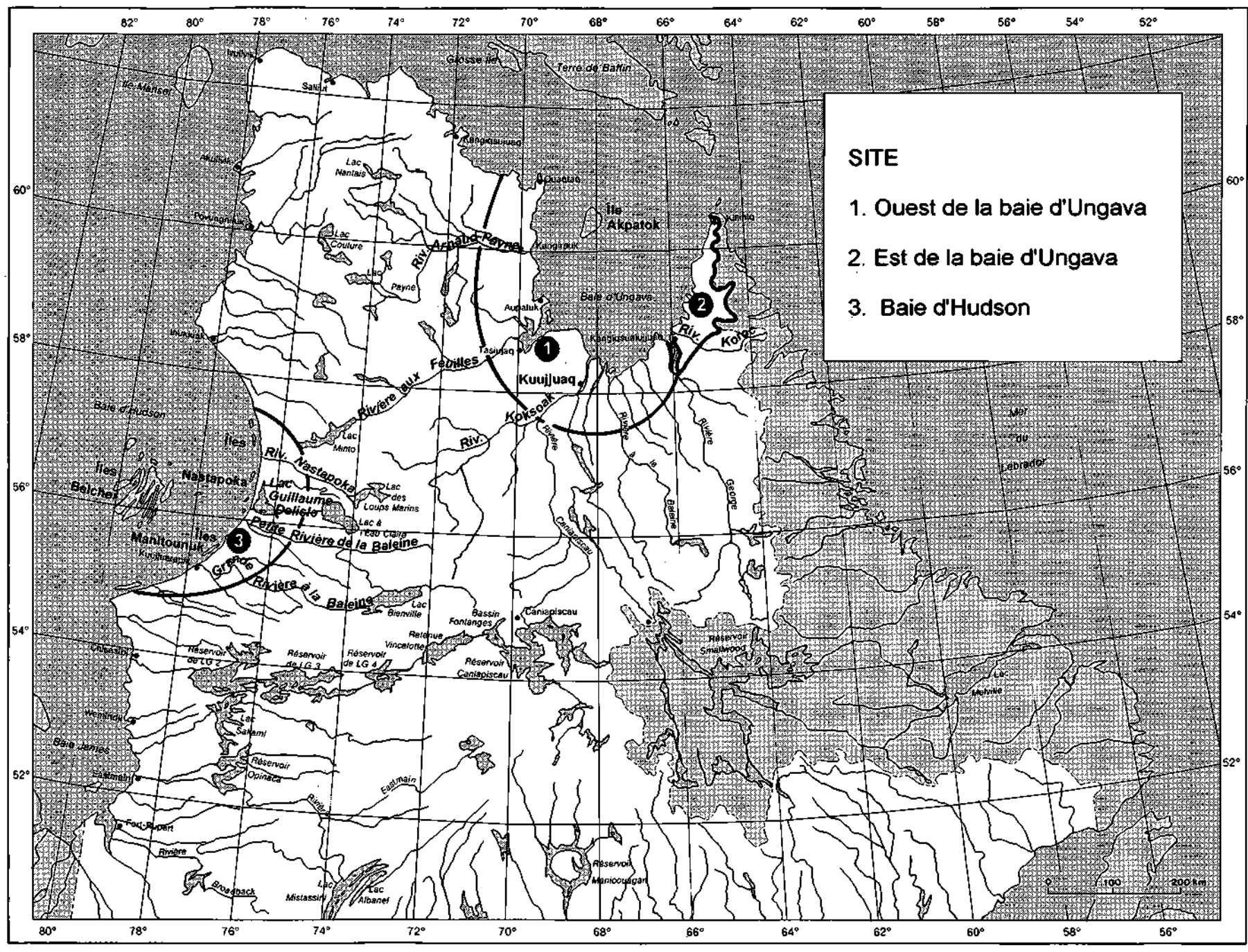


Figure 4. Régions fréquentées par le faucon pèlerin au nord du 52° parallèle

viron 650 couples reproducteurs dans le nord du Québec en 1964. Cependant, il a déclaré plus tard avoir surestimé ce nombre (Fyfe *et al.* 1976).

Les recensements de 1967 à 1975 ont révélé 27 territoires de nidification dans la baie d'Ungava et les îles Gerfaut (T. N.-O., 59° 00' N : 68° 00' 0). En 1967, un recensement effectué par Berger *et al.* (1970) a repéré 23 jeunes dans 15 nids. En 1970, lors du premier recensement quinquennal à l'échelle du continent (tableau 4a), 15 nids ont été visités : trois étaient occupés par des adultes solitaires et neuf par des couples. Sept de ces couples (tableau 4b) ont produit 12 jeunes, en plus des neuf oeufs non viables (Cade et Fyfe 1970). Le pourcentage élevé d'oeufs non viables suivait la tendance générale qui avait déjà été signalée ailleurs dans les populations arctiques du Canada et de l'Alaska. Au cours du recensement de 1975, 25 sites ont été inspectés, y compris les 15 sites visités en 1970. De ces sites, neuf étaient occupés par des couples qui ont réussi à élever des jeunes, soit une moyenne de 1,78 jeune par nid (Fyfe *et al.* 1976).

Les tableaux 4a et 4b résument aussi les résultats d'une étude sur quatre populations locales (rivière Koksoak au nord de Kuujuaq, les îles Gerfaut, la baie aux Feuilles et la rivière Arnaud-Payne, aux premiers rapides) qui a été effectuée de 1980 à 1982, puis en 1985 (Bird et Weaver 1988). En 1980, 19 des 28 sites connus ont été visités et deux nouveaux sites ont été repérés, dont l'un dans les terres autour de la baie d'Ungava. En 1985, huit autres sites actifs qui n'y étaient pas en 1980 ont été repérés. Les taux d'occupation, de douze des sites inspectés régulièrement en quatre ans, se sont avérés stables. Quoiqu'un seul site ait produit des jeunes à chaque année, le pourcentage d'occupation est passé de 48 % en 1980, à 82 % en 1985. Le nombre moyen de jeunes par nid actif est passé de 2,36 en 1981, à 3,21 en 1985.

En 1990, dans le cadre des inventaires quinquennaux, 62 sites ont été visités (tableau 4a). Les résultats indiquent la présence de 33 couples territoriaux et de 32 nids actifs (tableau 4b). Un total de 100 fauconneaux a été dénombré, soit une moyenne de 3,13 jeunes par nid actif (Bird 1990).

Tableau 4a. Occupation des sites de nidification¹ par les faucons pèlerins dans la baie d'Ungava de 1970 à 1990

Année	Sites connus	Sites visités	Sites vacants	Adultes solitaires	Couples	Occupation (%)
1970	15	15	3	3	9	80
1975	27	25	14	2	9	44
1980	28	21	11	0	10	48
1981	28	14	4	2	8	71
1982	28	22	8	1	13	64
1985	36	28	5	0	23	82
1990	63	62	24	5	33	61

Tableau 4b. Succès de la reproduction¹ des faucons pèlerins dans la baie d'Ungava de 1970 à 1990

Année	Nombre de couples	Couples avec jeunes (nids actifs)	Couples avec jeunes (%)	Nombre de jeunes	Nombre de jeunes par couple	Nombre de jeunes par nid actif
1970	9	7	78	12	1,33	1,71
1975	9	9	100	16	1,78	1,78
1980	10	10	100	27	2,70	2,70
1981	8	8	100	19	2,38	2,38
1982	13	12	92	30	2,31	2,50
1985	23	19	83	61	2,65	3,21
1990	33	32	97	100	3,03	3,13

¹ Les données pour 1970 proviennent de Cade et Fyfe (1970), pour 1975 de Fyfe *et al.* (1976), pour 1980 à 1985 de Bird et Weaver (1988), et pour 1990 de Bird (1990).

Il est important de noter que la production relativement élevée d'oisillons de la population de la baie d'Ungava, soit 3,21 par nid actif en 1985 et 3,13 en 1990 (tableau 4b), ne se reflète pas sur le nombre de jeunes qui sont partis du nid. McNicoll *et al.* (1991) ont justement indiqué que le nombre d'oisillons répertoriés au cours de visites uniques ne représentaient que le nombre de jeunes produits à l'époque correspondante. Par exemple, Blais *et al.* (1990) ont exercé une surveillance constante de la

production du sud québécois. À son plus haut niveau, la productivité était de 2,36 oisillons par nid actif. Or, selon McNicoll *et al.* (1991), le nombre de juvéniles en état de voler n'était plus que de 1,55 par nid actif.

De l'avis de Bird et Weaver (1988) et d'après le rapport de McNicoll *et al.* (1991), le nombre de nouveaux sites actifs repérés à chaque année est indicateur d'une population importante de faucons pèlerins dans la région de la baie d'Ungava. L'occupation régulière de territoires visités périodiquement suggère que la population est bien portante et productive du point de vue démographique.

Cependant, il semble qu'il y ait des fluctuations locales et occasionnelles d'une année à l'autre. Lors d'une visite effectuée en 1988, D.M. Bird et I. Ritchie ont constaté que la production était faible et que plusieurs sites étaient inoccupés. Une visite effectuée à la baie d'Ungava a aussi révélé des irrégularités quant à l'occupation du territoire. Néanmoins, le nombre global de couples territoriaux des rivières Koksoak et aux Feuilles était satisfaisant (D.M. Bird, obs. pers.).

7.1.1.2 À l'est de la baie d'Ungava

La région à l'est de la baie d'Ungava (à l'est de la rivière George) a été visitée périodiquement dans le passé par D.M. Bird et J.D. Weaver (1988). Au moins deux sites historiques de nidification ont été documentés sur la rivière George. Cette région, ainsi que d'autres vallées en bordure de cours d'eau (la rivière Koroc par exemple) semblent être des plus propices à la nidification des faucons pèlerins (figure 4). Cette opinion est renforcée par le grand nombre de couples de reproducteurs répertoriés plus à l'est, dans des habitats semblables du Labrador (J. Brazil, rapport non publié). D'après les observations de Bird et Weaver (1988), il est permis de croire que des quantités appréciables de faucons pèlerins se reproduisent toujours dans cette région.

Les faucons pèlerins se reproduisaient en grand nombre dans l'île Akpatok (T. N.-O.) au début du siècle. Tuck (1954) a noté une densité d'un couple par 2,4 km le long des

falaises occupées par les marmettes, tandis qu'une étude effectuée par Davis (*in* Tuck 1954) en 1931 l'estimait à un couple par 8 km de littoral. En 1981, une équipe du Service canadien de la faune a noté avoir vu au moins un faucon pèlerin près de la colonie méridionale de guillemot de Brünnich (*Uria lomvia*) (Yves Aubry, comm. pers.). Aucun recensement n'a été effectué récemment sur l'île Akpatok. Par contre, étant donné la proximité avec le continent, tout porte à croire que les faucons pèlerins se déplacent aisément entre la côte et l'île Akpatok.

7.1.1.3 La baie d'Hudson

Cette région se situe au sud de la limite des arbres et les faucons pèlerins qui s'y reproduisent appartiennent à la sous-espèce *anatum*. Selon des rapports non corroborés, il semble que cette région ait supporté une forte population dans les années 1940 et 1950. Manning (1946) a signalé la présence d'un couple reproducteur sur l'île Christie (T. N.-O., 57° 03' N : 76° 40' 0) tandis que Fyfe *et al.* (1976) ont confirmé la présence de couples reproducteurs le long de la Grande rivière de la Baleine et des îles Belcher (T. N.-O.). Trois nids historiques ont également été signalés dans les îles Nastapoka (T. N.-O.).

En 1975, D.M. Bird et J.R. Bider ont visité la côte à partir de Grande rivière de la Baleine, y compris les îles Manitounuk (T. N.O.), jusqu'au lac Guillaume-Delisle (golfe Richmond) et la péninsule Castle (*in* Fyfe *et al.* 1976) (figure 4). Il semble que la région offre des falaises propices à la nidification et que les proies y soient abondantes (sauvagine, guillemots à miroir (*Cephus grylle*) et lagopèdes (*Lagopus* spp.). Cependant, aucun indice de la présence de faucons pèlerins ou de nids n'a été repéré, quoique ceci puisse être imputé au manque d'expérience des chercheurs.

En 1985, des nids actifs ont été signalés à trois sites près de l'estuaire de la rivière Nastapoka (Albright et Doidge 1992). G. Beck (comm. pers.) a observé un ou deux couples territoriaux le long de la côte au nord du lac Guillaume-Delisle.

En 1990, dans le cadre du cinquième inventaire quinquennal du faucon pèlerin, Hydro-Québec a inventorié une bande de terrain allant de la côte de la baie d'Hudson jusqu'à l'est de la rivière Coats (55° 25' N : 76° 55' 0), les secteurs en aval de la Grande rivière de la Baleine et de la Petite rivière de la Baleine, les îles du détroit de Manitounuk (T. N.-O.), une partie des îles Nastapoka, la partie ouest du lac Guillaume-Delisle et l'embouchure de la rivière Nastapoka. Un seul nid a été trouvé, soit à l'île Anderson (T. N.-O.). En outre, trois observations d'individus ont été rapportées dans le détroit de Manitounuk au cours de l'été 1990 ainsi que celles d'un adulte et de deux juvéniles au lac Guillaume-Delisle (Hydro-Québec 1990).

Ces observations récentes, de pair avec la présence d'un habitat propice, suggèrent qu'une petite population de faucons pèlerins y soit établie et pourrait coloniser de nouveaux secteurs. Cependant, de 1991 à 1993 inclusivement, la firme GREBE a entrepris, pour le compte d'Hydro-Québec, une inspection très poussée, en hélicoptère, afin de découvrir les falaises où nichent les aigles royaux (*Aquila chrysaetos*) (Morneau *et al.* 1994) et les buses pattues (Brodeur *et al.* 1994) dans la partie est de la baie d'Hudson, de l'embouchure de la Grande rivière de la Baleine jusqu'à la Nastapoka. Même si l'on a repéré plusieurs individus de ces deux espèces, on n'a découvert qu'un seul nid de faucons pèlerins (Brodeur *et al.* 1994). Comme les aigles royaux sont les principaux concurrents des faucons pèlerins dans la recherche de falaises propices à la nidification (McNicoll *et al.* 1991), il est peu probable que le faucon pèlerin soit très répandu dans cette région.

7.1.2 Au sud du 51° parallèle

Avant l'inventaire quinquennal continental de 1970, très peu de sites historiques avaient été repérés dans le sud du Québec. Le site le plus célèbre a été celui de l'immeuble Sun Life à Montréal où des faucons pèlerins y ont été observés à chaque année, de 1936 à 1952. Au cours de cette période, les oiseaux y ont pondu 50 oeufs, dont 26 ont éclos, et 22 jeunes ont pris leur envol. Il semble qu'une seule femelle ait

occupé ce site durant cette période tandis que trois mâles différents y ont été observés (Hall 1970).

Ball (1938) a observé un couple d'immatures qui volait le long des falaises au nord du Parc Forillon, dans le comté de Gaspé, en juillet et en août 1936. L'année suivante, un couple d'adultes et un immature y ont été vus.

Trois couples de faucons pèlerins se reproduisaient autrefois à l'île Bonaventure. Ces couples ont disparu vers 1960 (Spofford, p. 176 *in* Hickey 1969), quoique des rapports non confirmés suggèrent que des faucons pèlerins se soient reproduits à cet endroit jusqu'en 1964.

En 1965, Fyfe (p. 126 *in* Hickey 1969) a inspecté la côte nord du Saint-Laurent jusqu'à la côte du Labrador sans y apercevoir un seul faucon. Des faucons n'ont été aperçus qu'une seule fois dans cette région, 15 à 20 ans plus tôt. Fyfe fait également part de l'existence de sites historiques sur l'île d'Anticosti.

Trois sites repérés par Réginald Ouellet (MLCP) dans les années 1960 ont été visités. Deux sont dans la région du Bas-Saint-Laurent et l'autre, au sud de Montréal. En 1970, ces trois sites étaient tous abandonnés (Cade et Fyfe 1970). Deux autres régions ont été périodiquement visitées vu l'abondance des falaises propices à la nidification : la rivière Saguenay, de Tadoussac à La Baie (par bateau) et la Côte-Nord du Saint-Laurent, du lac Sainte-Anne à Havre-Saint-Pierre, y compris les vallées des rivières Moisie, Manitou, Nipisso, Sainte-Marguerite, Toulnostouc et aux Rochers et les principaux lacs (par avion). Aucun faucon, ni indice de reproduction, n'y a été aperçu. Cade et Fyfe (1970) ont donc conclu que si une population de faucon pèlerin a déjà existé sur la côte nord du Saint-Laurent, elle en a été extirpée.

En 1972, les rives nord et sud du Saint-Laurent ont été visitées à nouveau par Cade et Fyfe. Ils n'y ont observé qu'une femelle d'un an et aucun signe de nidification (Fyfe

et al. 1976). En conséquence, le sud du Québec n'a pas fait partie de l'inventaire quinquennal de 1975.

Lors de l'inventaire de 1980, le MLCP a décidé d'inclure le sud du Québec et six régions ont été visitées :

- a) le Bas-Saint-Laurent (de Sainte-Anne-de-La-Pocatière à Rimouski),
- b) le nord de la péninsule de Gaspé (de Cap-au-Renard à Manche d'Épée),
- c) la région de Sept-Îles,
- d) les collines montérégiennes (monts Saint-Hilaire et Saint-Grégoire),
- e) les Cantons-de-l'Est et
- f) l'Outaouais (rivière Chalk, Pointe Alexandre, mont Rigaud).

Un mâle solitaire à l'île Bonaventure et un couple reproducteur avec deux jeunes au Lac Lyster dans les Cantons-de-l'Est ont été observés dans toutes ces régions. On sait qu'un couple de faucons a niché au Lac Lyster, de façon irrégulière, durant les années 1970. Le couple observé en 1980 était composé d'un mâle sauvage non bague et d'une femelle qui s'est reproduite en captivité à l'Université Cornell et qu'on a ensuite relâchée (Bird et Aubry 1982).

Un inventaire plus systématique a été entrepris en 1985. Une bande de 10 km, sur la côte nord du golfe Saint-Laurent, a été visitée jusqu'à Forestville, comprenant la rivière Saguenay et le lac Saint-Jean. Le territoire québécois au sud du Saint-Laurent, entre la ville de Québec et la baie des Chaleurs, ainsi qu'une grande section de la région de l'Outaouais (Lepage et Caron 1986) ont aussi été inventoriés. Un total de 91 sites potentiels ont été repérés mais un seul nid était occupé par un adulte solitaire. Il était sur un immeuble de Montréal.

L'évolution du nombre de faucons pèlerins dans le sud du Québec a été suivie à chaque année, entre les inventaires quinquennaux. Les résultats apparaissent au tableau 5.

Tableau 5. Nombre de faucons pèlerins signalés sur les sites de reproduction dans le sud québécois de 1976 à 1995

Année	Couples territoriaux	Adultes solitaires	Couples reproducteurs (minimum)	Jeunes à l'envol (minimum)
1976	0	0	0	0
1977	0	0	0	0
1978	0	0	0	0
1979	0	0	0	0
1980	1	0	1	2
1981	0	0	0	0
1982	1	0	0	0
1983	1	0	1	1
1984	3	0	2	5
1985	0	1	0	0 ²
1986	3	0	2	3
1987	6	1	3	7
1988	10	0	5	11
1989	8	3	4	9 ¹
1990	11 ²	1	8	17
1991	11	1	6	20
1992	12	0	6	14 ²
1993	8	3	5	10
1994	11	3	9	25 ¹
1995	13	2	10	26

¹ Exclut l'ajout, dans les nids, de jeunes issus d'élevage

² Exclut un site trouvé sur la côte nord du golfe du Saint-Laurent

Le nombre de couples de faucons pèlerins a augmenté lentement au début des années 1980. À partir de 1987, ce nombre a augmenté rapidement. Une douzaine de sites ont été occupés, bon an, mal an, depuis 1989, soit par un couple, soit par un individu seul. Ces derniers indiquent une grande fidélité aux sites, les mêmes paroisses étant occupées à chaque année.

Au cours de l'inventaire quinquennal de 1990, tous les sites jugés potentiels par les observateurs, lors de l'inventaire de 1985, ont aussi été visités. À cela s'est ajoutée la visite de plusieurs parois rocheuses situées le long de la rivière Saint-Maurice et de la rivière Saguenay (Blais *et al.* 1990; McNicoll *et al.* 1991). Sur la Moyenne-Côte-Nord du Saint-Laurent, le territoire inventorié en 1970 a été revu. Au total, 145 sites ont été visités dans le sud du Québec. Les résultats ont été plus qu'encourageants puisque 12 nids ont été localisés, dont un sur la Moyenne-Côte-Nord. La production minimale a été évaluée à 17 jeunes.

Après le recensement de 1990, Blais a continué à visiter certains nids actifs depuis quelques années. En 1991, il a visité 15 nids, dont 11 étaient occupés. Dans six de ces nids, les jeunes avaient pris leur envol (les résultats d'un nid à Tadoussac sont inconnus). Selon Blais (1991), un minimum de 20 fauconneaux ont pris leur envol dans le sud du Québec en 1991.

En 1992, Blais a découvert 12 nids actifs. De ces derniers, au moins 14 jeunes provenant de six couples ont pris leur envol. Trois de ces sites étaient nouveaux, alors que deux nids, actifs en 1991, ont été abandonnés en 1992 (Blais 1992).

En 1993, Blais a repéré huit sites occupés par des couples de faucons pèlerins. Dans trois autres sites, il n'a vu que des adultes solitaires. À cause du manque de temps pour observer les nids, Blais (1993) a estimé qu'un minimum de dix jeunes ont pris leur envol cette année-là.

En 1994, 11 des 16 sites visités régulièrement étaient occupés par des couples territoriaux alors qu'il n'y avait que des adultes solitaires dans trois autres. Neuf couples ont mené un total de 26 jeunes à l'envol (y compris un oisillon adoptif issu du programme d'élevage). La rivière Sainte-Marguerite sur la rive nord du golfe du Saint-Laurent constitue un autre endroit favorable à la nidification des faucons pèlerins (R. Décarie, comm. pers.). Un adulte territorial y a été repéré par le personnel de GREBE en 1994.

En 1995, 112 sites ont été inventoriés dans le sud du Québec, mais aucun nouveau site n'a pu être découvert (Blais 1995). Quinze sites ou plus étaient occupés par au moins un faucon pèlerin (figure 2). Dans dix de ces sites, les adultes ont pu mener leur progéniture à l'envol. La production minimale a été de 26 jeunes (tableau 5).

Depuis le début du suivi des nids de faucons pèlerins, de 1989 à 1995 inclusivement, plus de 150 jeunes ont pu prendre leur envol (Blais 1995), en excluant les 11 jeunes ajoutés aux nids durant cette période.

Ainsi, le sud du Québec a atteint le nombre de dix couples nicheurs en 1988, 1990, 1991, 1992, 1994 et 1995 (tableau 5). Le nombre moyen se situe donc à 10,2 pour la période de 1988 à 1993. Le nombre moyen de fauconneaux produits naturellement pour la même période est de 13,5. En fait, il s'agit d'un minimum car le nombre de jeunes produits à certains sites n'a pas toujours pu être évalué. Blais (1992 et 1993) a signalé que la région de Tadoussac semble particulièrement bien munie de falaises propices à la nidification de faucons pèlerins, mais qu'il est difficile de les observer adéquatement.

Il ne faut pas non plus oublier la population croissante du Nouveau-Brunswick qui fait aussi partie de la zone d'aménagement numéro 1. En 1993, cinq couples actifs ont produit 13 petits (Sam *et al.* 1994) tandis qu'en 1994, quatre couples reproducteurs ont vu un minimum de neuf de leurs fauconneaux prendre leur envol (Johnson 1994). Il est étonnant qu'on n'ait relevé aucun site de reproduction en Nouvelle-Écosse en dépit du lâcher, entre 1982 et 1991, de 178 sujets élevés en captivité (Sam *et al.* 1994). Tout compte fait, les objectifs de repeuplement pour la zone de gestion numéro 1 sont maintenant atteints.

La banque de données sur l'Étude des populations d'oiseaux du Québec (ÉPOQ) constitue une autre source importante pour le décompte des faucons pèlerins au Québec, surtout dans le sud. Cette banque utilise des renseignements provenant de l'Atlas des oiseaux nicheurs du Québec, des décomptes de Noël et des observations

d'ornithologues amateurs, pour constituer des indices d'abondance (Cyr et Larivée 1995). Dans les trois cas, les données sont accumulées par des bénévoles et volontaires et sont sujettes à des erreurs et des biais (pour une discussion détaillée voir Cyr et Larivée 1995). Néanmoins, ces données sont importantes pour mettre en évidence les tendances et les fluctuations annuelles à l'intérieur des populations. Ces trois sources de données de l'ÉPOQ montrent une croissance significative du nombre d'observations de faucons pèlerins entre 1970 et 1989. Il importe aussi de mentionner à ce chapitre que le nombre d'observateurs et d'ornithologues amateurs sur le terrain s'est accru significativement entre 1970 et 1989.

Étant donné que le stock indigène de l'est du continent est apparemment disparu avant qu'on ait pu en capturer quelques spécimens, tous les oiseaux produits en captivité aux États-Unis et relâchés dans ce pays proviennent des trois sous-espèces nord-américaines ainsi que de sous-espèces d'autres continents (par exemple, *brookei*, *cassini*, *peregrinus*, *macropus*, etc.) qui sont déjà bien adaptées aux régions peuplées (Barclay et Cade 1983). Réticent à prime abord, le U.S. Fish and Wildlife Service a ensuite approuvé cette pratique dans l'est des États-Unis.

Toutefois, les plans de rétablissement des populations *anatum* au Canada stipulent qu'on ne peut utiliser qu'un stock pur d'*anatum* à cet effet (Western Raptor Technical Committee 1988), exception faite des lâchers dans le sud québécois du stock croisé avec des individus de la baie d'Ungava.

Ainsi, au cours de la dernière décennie, des milliers de faucons nés en captivité et relâchés dans le Midwest et l'est américain ont permis la formation de centaines de nouveaux couples qui se sont probablement répartis sans tenir compte des limites de chaque pays. Par conséquent, il est très peu probable que la sous-espèce canadienne *anatum* ait conservé sa pureté, sauf localement.

7.2 Menaces à la survie de l'espèce

Le faucon pèlerin est une espèce qui réussit bien à nicher dans une grande variété d'habitats à travers le monde, incluant des environnements artificiels. La principale menace des trois dernières décennies, c'est-à-dire l'usage répandu des pesticides organochlorés comme le DDT, n'est plus un problème critique sauf en quelques localités comme le sud de la Californie (G. Hunt, comm. pers.). Même si, occasionnellement, quelques adultes ou jeunes faucons pèlerins sont abattus, capturés ou empoisonnés, cela ne constitue pas une menace pour l'avenir de l'espèce.

Il existe de plus en plus de preuves indiquant qu'une nouvelle génération de pesticides (les organophosphates) pourrait comporter des risques d'empoisonnements secondaires pour les faucons pèlerins (Hunt *et al.* 1991, 1992), particulièrement chez ceux qui nichent dans les villes.

Ainsi, on ne sait pas encore si le fenthion (poison dermique contre les oiseaux nuisibles, qui a une courte durée de vie mais qui est très efficace) va éventuellement causer des problèmes importants (Hunt *et al.* 1991, 1992).

On ne connaît pas non plus l'influence à long terme qu'auront la perte et la fragmentation de l'habitat hivernal du faucon pèlerin en Amérique centrale et en Amérique du Sud sur le nombre d'individus.

Les principaux facteurs limitants des populations de rapaces sont la qualité et la disponibilité de l'alimentation et des sites de nidification (Newton 1979). Comme les faucons pèlerins s'alimentent d'une grande variété d'oiseaux, incluant certaines espèces qui sont en nombre croissant, l'alimentation ne semble pas en restreindre l'expansion. De même pour les sites de nidification, les faucons pèlerins peuvent s'adapter à différentes structures, incluant les gratte-ciel et les ponts. Comme les populations de faucon pèlerin du Québec, au sud de la baie James, n'ont pas augmenté substantiellement dans les quatre ou cinq dernières années, mais sont

plutôt stables autour d'une douzaine de couples, on doit s'interroger sur la disponibilité de sites de nidification de qualité. De tels sites semblent abondants sur le Saguenay. Cependant, des quatre sites occupés depuis 1990, un seul a produit des jeunes en 1995 et un autre est occupé par un individu solitaire depuis quelques années. Il est possible que les dérangements continuels par les escaladeurs ou les vacanciers éloignent les faucons pèlerins de sites potentiels de nidification.

On ne sait pas si le nombre de grands-ducs d'Amérique, de ratons laveurs et de renards augmente au point de limiter les populations de faucon pèlerin par la prédation des oeufs, des jeunes et des adultes. On devrait aussi chercher à savoir si un facteur limitant doit être associé au manque ou à la qualité des sites de nidification plutôt qu'à la qualité de l'alimentation.

Dans la région de la baie d'Ungava, les populations de la sous-espèce *tundrius* se portent très bien. L'attitude protectionniste que les Inuits développent face à l'espèce est aussi très encourageante. Par contre, on ne peut prévoir l'impact à long terme causé par les développements domiciliaires toujours plus en marge du centre des villages et qui se rapprochent, dans certains cas, de sites historiquement exploités par le faucon pèlerin.

En bref, l'interdiction de l'usage des pesticides organochlorés, les résultats du plan de rétablissement et l'intérêt grandissant du public à conserver le faucon pèlerin font que l'avenir de l'espèce s'annonce bien, autant au Québec qu'ailleurs.

7.3 Mesures de conservation

Un plan de rétablissement du faucon pèlerin au Canada a été mis en application en 1988. Lors de l'inventaire quinquennal de l'espèce en 1995, on a considéré que les objectifs de rétablissement avaient été atteints pour le sud du Québec (M. Lepage, comm. pers.). On visait à obtenir dix couples territoriaux élevant de façon naturelle 15 jeunes ou plus par année, sur une période de cinq ans. Au Québec, il ne semble pas

y avoir de besoins additionnels pour le lâcher de spécimens élevés en captivité, du moins dans le futur immédiat. Des informations sur le plan de rétablissement du faucon pèlerin se retrouvent aussi dans d'autres sections de ce rapport.

7.4 Statuts actuels, légaux ou autres

7.4.1 Législation internationale

La législation adoptée aux États-Unis peut avoir des répercussions sur les populations reproductrices du Québec. L'espèce est totalement protégée aux États-Unis depuis l'adoption de la « Migratory Birds Convention Act » et de la « Endangered Species Act » 1973, de même que de plusieurs autres lois fédérales et d'états régissant la vie sauvage.

Le faucon pèlerin est également protégé par la Convention sur le commerce international des espèces de faune et flore sauvages menacées d'extinction (CITES) dont le Canada est signataire depuis 1975. Les trois sous-espèces que l'on retrouve au Canada sont inscrites à l'Annexe I de la convention, laquelle réglemente et contrôle le commerce entre les nations, des spécimens vivants ou morts, des parties, des produits qui en sont tirés ou des dérivés.

Un événement encore plus récent pourrait affecter la sous-espèce québécoise *tundrius*. Le 5 octobre 1994, le U.S. Fish and Wildlife Service a décrété que le « faucon pèlerin de la sous-espèce *tundrius* ne faisait plus partie des espèces menacées selon la loi » (Swem 1994). On a justifié cette décision à partir de données qui démontrent une augmentation des populations directement reliée à la réduction de l'utilisation des pesticides organochlorés. Ceci n'affectera pas la protection qui lui est accordée en vertu de « similarity of appearance provision » ni celle conférée par la « Migratory Birds Convention Act ».

Les lois régissant l'usage des pesticides dans les pays d'Amérique latine, où une partie des populations nord-américaines de faucon pèlerin émigre durant l'hiver, ne sont pas clairement définies ni proprement respectées et les pesticides organochlorés y sont toujours utilisés à une grande échelle.

7.4.2 Législation canadienne

7.4.2.1 Concernant la protection de l'espèce

Les rapaces ne sont pas inscrits sur la liste des oiseaux migrateurs telle que définie par la Loi sur la convention concernant les oiseaux migrateurs (L.C., 1994, ch. 22) et, par conséquent, n'ont droit à aucune protection en vertu de cette loi. Cependant, la Loi sur la faune du Canada (C. 21, 1973) munit le gouvernement fédéral et le Service canadien de la faune d'une structure législative leur permettant d'établir des ententes fédérales-provinciales pour la préservation et la recherche sur la faune, y compris la protection de la faune en danger de disparition. En vertu de cette loi, le Service canadien de la faune crée des programmes qui visent à préserver le faucon pèlerin, entre autres, par la reproduction en captivité et les retours en nature.

Le 17 décembre 1992, la Loi sur la protection d'espèces animales ou végétales sauvages et la réglementation de leur commerce international et interprovincial (Loi C-52) a été adoptée afin d'appliquer la convention CITES. Cette législation permet aussi d'intensifier la lutte contre le braconnage et la contrebande des espèces, principalement les espèces menacées comme le faucon pèlerin. Cette loi ne sera toutefois pas en vigueur tant que la réglementation n'aura pas été complétée.

Contrairement aux États-Unis, le Canada ne s'est pas doté d'une loi pour protéger les espèces menacées. Un projet de loi fédéral est présentement en préparation.

Jusqu'à maintenant, les deux sous-espèces québécoises, *anatum* et *tundrius*, ont été inscrites sur la liste des espèces en péril par le Comité sur le statut des espèces

menacées de disparition au Canada (CSEMDC). La sous-espèce *anatum* y a été inscrite comme « menacée » en 1978, et la seconde, *tundrius*, y est passée de « menacée » à « vulnérable » en 1992. À partir de ces inscriptions, un programme connu sous le nom de Rétablissement des espèces canadiennes en péril (RESCA-PÉ), supervisé par 16 membres représentant le Service canadien de la faune, les provinces ou territoires et les organismes non gouvernementaux, a permis la mise sur pied d'équipes chargées d'élaborer des plans de rétablissement.

S'il n'existe pas de plan de rétablissement pour la sous-espèce *tundrius*, il en existe un depuis 1986 pour la sous-espèce *anatum*.

7.4.2.2 Concernant les produits toxiques

Depuis 1979, l'emploi du DDT au Canada a été restreint en vertu de la Loi sur les produits antiparasitaires (R.S., P-10). Seuls les exterminateurs peuvent utiliser ce produit chimique (en poudre) pour l'élimination des rats et des chauves-souris.

Au Canada, les lois fédérales réglementent également l'usage d'autres pesticides organochlorés persistants et du mercure, de telle façon que ces produits chimiques sont très rarement employés et ne constituent plus une menace sérieuse.

L'usage d'avicides, tel le fenthion pour le contrôle des oiseaux nuisibles est généralement interdit dans la plupart des villes.

Enfin, on a constaté que l'usage de la strychnine pour éliminer les pigeons avait causé la mort de plusieurs faucons pèlerins citadins aux États-Unis. Au Canada, son utilisation est réglementée.

7.4.3 Législation québécoise

La Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (L.R.Q., c. C-61.1) et les règlements qui en découlent, notamment celui sur la chasse et les animaux en captivité, assurent la protection du faucon pèlerin. La chasse, la capture et la garde en captivité des oiseaux de proie sont défendues en toute saison à travers la province. La loi interdit également le harcèlement des oiseaux reproducteurs : « Nul ne peut déranger, détruire ou endommager les oeufs, le nid ou la tanière d'un animal » (art. 26).

Le Règlement sur les animaux en captivité interdit la garde d'oiseaux de proie sauf dans le cas de jardins zoologiques, de centres d'observation de la faune ou de centres de réhabilitation de la faune, légalement reconnus. La possession d'oiseaux de proie peut aussi être autorisée, en vertu de l'article 47 de cette loi, pour des fins scientifiques, éducatives et de gestion de la faune.

Le 22 juin 1989, l'Assemblée nationale du Québec a adopté la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (L.R.Q., c. E-12.01). Cette loi prévoit la protection des espèces rares ou susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables, ainsi que la conservation de leur habitat. En vertu de cette loi, les amendes imposées à ceux qui tuent, détruisent ou ont en leur possession des espèces désignées ainsi qu'à ceux qui modifient l'habitat de ces espèces, ont augmenté considérablement.

L'usage du DDT est interdit au Québec depuis 1979 en vertu de la Loi d'hygiène publique (L.R.Q. 1964, c. 161), exception faite (et seulement dans des cas extrêmes) de la lutte contre les insectes nuisibles à l'agriculture. En vertu de cette loi, il n'est pas permis d'utiliser le DDT pour éliminer les rats et les chauves-souris.

8. CONCLUSION

L'expansion actuelle de la population des faucons pèlerins en Amérique du Nord révèle aux politiciens et au public que lorsque les mesures qui s'imposent sont prises, une espèce menacée n'est pas automatiquement vouée à disparaître. La croissance de la population de faucons pèlerins à un niveau acceptable peut promouvoir le désir de travailler à obtenir des résultats semblables pour d'autres espèces fauniques en danger de disparition.

Avec l'interdiction de l'usage des pesticides organochlorés en 1972, l'augmentation de l'intérêt public envers le faucon pèlerin et les efforts de repeuplement aux États-Unis et au Canada (incluant le Québec), l'avenir du faucon pèlerin s'annonce très prometteur. Les populations, en Amérique du Nord (Enderson *et al.* 1995a) comme au Royaume-Uni (Ratcliffe 1993), montrent des signes évidents de reprise avec des tendances à la hausse signalées dans presque toutes les populations.

Dans le Québec, au sud de la baie James, une population d'une douzaine de couples qui produit de 20 à 25 jeunes par année a été réinstaurée dans les vallées du Saint-Laurent et de l'Outaouais, suite à des efforts intensifs. La population de la baie d'Ungava est en santé depuis au moins 1980 et l'attitude de protectionniste des résidents envers l'espèce est encourageante. La population de la côte est de la baie d'Hudson, quoique modeste, devrait être visitée régulièrement pour déterminer plus précisément son étendue.

À long terme, l'impact, s'il en est un, de l'usage généralisé des pesticides organophosphatés n'est pas encore connu mais la recherche concernant leurs effets sur la biologie du faucon pèlerin serait profitable. De la même façon, l'effet à long terme de la fragmentation des habitats sur les populations de proies, autant en Amérique du Nord qu'en Amérique centrale et en Amérique du Sud où les faucons pèlerins hivernent, n'est pas connu non plus.

Certaines mesures d'aménagement sont toujours souhaitables en termes de règlement de conflits locaux entre l'homme et le faucon pèlerin (escalade de falaises, développement urbain, par exemple). Si la population du sud du Québec est stable avec une dizaine de couples, il serait avantageux d'explorer la faisabilité de l'installation de structures artificielles de nidification, à l'intérieur et à l'extérieur des centres urbains, le long du Saint-Laurent.

À tout événement, il semble que, sauf en cas de désastre imprévu, les faucons pèlerins vont se reproduire et vivre au Québec pour encore longtemps.

9. AUTEUR DU RAPPORT

M. David M. Bird, Ph.D.

Centre de recherche et de conservation des oiseaux de l'Université McGill

21111, rue Lakeshore

Sainte-Anne-de-Bellevue (Québec) H9X 3V9

☎ 514-398-7760

Fax : 514-398-7990

E-mail : bird@nrs.mcgill.ca

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier MM. Michel Lepage et Michel Huot du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec et M. Pierre Laporte du Service canadien de la faune, qui ont étroitement collaboré à la réalisation de ce rapport. Mes remerciements s'adressent également à M. Robert Marsan du ministère de l'Environnement et de la faune pour la traduction et la révision du document.

Je voudrais aussi profiter de l'occasion pour remercier toutes les personnes et les organismes qui ont contribué à la restauration du faucon pèlerin dans le sud du Québec entre autres, le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, le Service canadien de la faune, la Société québécoise pour la protection des oiseaux inc., le Fonds mondial de la nature, l'Association québécoise des groupes d'ornithologues inc., l'Union québécoise pour la réhabilitation des oiseaux de proies (UQROP), la firme Martineau Walker avocats inc., la Bourse de Montréal, Trizec Propertier Ltd et l'Université McGill.

Je suis particulièrement reconnaissant à mes deux techniciens, Ian Ritchie et Mark Adam, pour leur support et leur aide dans l'accomplissement des travaux sur le faucon pèlerin au cours des dix dernières années.

LISTE DES RÉFÉRENCES

Références citées

- ALBUQUERQUE, J.L.B. 1988. Behavior and feeding habits of coinhabiting Peregrine Falcons wintering in Brazil. Pp. 757-759 *In* Peregrine Falcon populations: their management and recovery. T.J. Cade, J.H. Enderson, C.G. Thelander and C.M. White (eds). The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho.
- ALBRIGHT, D.M. and D.W. DOIDGE. 1992. Sightings of Peregrine Falcons (*Falco peregrinus*) at presumed nest sites in eastern Hudson Bay, Summer 1985. *Arctic* 45:304-305.
- AMERICAN ORNITHOLOGISTS' UNION. 1982. Forum : avian subspecies in the 1980s. *Auk* 99:593-615.
- BALL, S.C. 1938. Summer birds of the Forillon, Gaspé country. Québec. *Can. Field Nat.* 95-103:120-122.
- BARBER, J. and M. BARBER. 1983. Prey of an urban Peregrine Falcon. *Maryland Birdlife* 39:108-110.
- BARCLAY, J.H. 1988. Peregrine restoration in the eastern United States. Pp. 549-558 *In* Peregrine Falcon populations : their management and recovery. T.J. Cade, J.H. Enderson, C.G. Thelander and C.M. White (eds). The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho.
- BARCLAY, J.H. and T.J. CADE. 1983. Restoration of the Peregrine Falcon in the eastern United States. *Bird Conservation* 1:3-40.
- BEEBE, F.L. 1960. The marine Peregrines of the northwest Pacific coast. *Condor* 62:145-189.
- BERGER, D.D., C.R. SINDELAR Jr. and K.E. GAMBLE. 1969. The status of breeding Peregrines in the eastern United States. Pp. 165-173 *In* Peregrine Falcon populations : their biology and decline. J.J. Hickey (eds). University of Wisconsin Press, Madison, Wis.
- BERGER, D.D., D.W. ANDERSON, J.D. WEAVER and R.W. RISEBROUGH. 1970. Shell thinning in eggs of Ungava Peregrines. *Can. Field Nat.* 84:265-267.
- BIRD, D.M. 1990. Nesting survey of Peregrine Falcons in Ungava Bay. *Macdonald Raptor Res. Centre of McGill Univ.* 24 p.

- BIRD, D.M. and Y. AUBRY. 1982. Reproductive and hunting behaviour in Peregrine Falcons (*Falco peregrinus*) in southern Québec. *Can. Field Nat.* 96:167-171.
- BIRD, D.M. and J.D. WEAVER. 1988. Peregrine Falcon populations in Ungava Bay, Québec, 1980-1985. Pp. 44-49 *In* Peregrine Falcon populations : their management and recovery. T.J. Cade, J.H. Enderson, C.G. Thelander and C.M. White (eds). The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho.
- BIRD, D.M., D.B. PEAKALL and D.S. MILLER. 1983. Enzymatic changes in the oviduct associated with DDE-induced eggshell thinning in the kestrel (*Falco sparverius*). *Bull. of Envir. Contam. and Toxic.* 31:22-24.
- BIRD, D.M., I. RITCHIE, J.D. WEAVER and R. BOWMAN. 1990. Impact of forced renesting on reproductive success in Ungava Bay Peregrine Falcons. *Can. Field Nat.* 104:219-221.
- BLAIS, B. 1991. Suivi des nids de faucons pèlerins dans le sud du Québec. Été 1991. Rapport soumis au ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche et au Service canadien de la faune. 72 p.
1992. Suivi des nids de faucons pèlerins dans le sud du Québec. Été 1992. Rapport soumis au ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche et au Service canadien de la faune. 33 p.
1993. Suivi des nids de faucons pèlerins dans le sud du Québec. Été 1993. Rapport soumis au ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche et au Service canadien de la faune. 50 p.
1994. Suivi des nids de faucons pèlerins dans le sud du Québec. Été 1994. Rapport soumis au Service canadien de la faune. 25 p. (+ tableaux, figures, annexe).
1995. Suivi des nids de faucons pèlerins dans le sud du Québec. Été 1995. Rapport soumis au Service canadien de la faune. 90 p.
- BLAIS, B., Y. PINSONNEAULT et D.M. BIRD. 1990. Suivi des nids de faucons pèlerins dans le sud du Québec. Été 1990. Macdonald Raptor Res. Centre of McGill Univ. 56 p.
- BOND, R.M. 1946. The Peregrine population of western North America. *Condor* 48:101-116.
- BRODEUR, S., F. MORNEAU, R. DÉCARIE, J.J. NEGRO and D.M. BIRD. 1994. Breeding density and brood size of rough-legged hawks in northwestern Québec. *J. of Raptor Res.* 28:259-262.

- BRUCHER, H. and P. WEGNER. 1988. Artificial eyrie management and the protection of the peregrine falcon in West Germany. Pp. 637-641 *In* Peregrine falcon populations : their management and recovery. T.J. Cade, J.H. Enderson, C.G. Thelander and C.M. White (eds). The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho.
- BURNHAM, W.A. and T.J. CADE. 1992. Peregrine falcon recovery program : status and recommendations. Report from The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho. 9 p.
- BURTON, D.K. and B.J.R. PHILOGENE. 1988. An overview of pesticide usage in Latin America. A Report to the Canadian Wildlife Service Latin America Program. Environment Canada, Wildlife Toxicology Division, Hull, Québec.
- CADE, T.J. 1960. Ecology of the Peregrine and Gyrfalcon populations of Alaska. Univ. of California Publ. in Zool. 63:151-290.
1982. Falcons of the world. Comstock/Cornell University Press. Ithaca, NY. 192 p.
- CADE, T.J. and D.M. BIRD. 1990. Peregrine Falcons (*Falco peregrinus*) nesting in an urban environment : a review. Can. Field Nat. 104:209-218.
- CADE, T.J. and R.W. FYFE. 1970. The North American Peregrine survey, 1970. Can. Field Nat. 84:231-245.
- CADE, T.J., J.H. ENDERSON, C.G. THELANDER and C.M. WHITE (eds). 1988. Peregrine falcon populations : their management and recovery. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho.
- CADE, T.J., M. MARTELL, P. REDIG, G.A. SEPTON and H.B. TORDOFF. 1996. Peregrine falcons in urban North America. Pp. 3-14 *In* Raptors in Human Landscapes. D.M. Bird, D.E. Varland and J.J. Negro (eds). Academic Press, London, U.K.
- CAMPBELL, R.W., M.A. PAUL and M.W. RODWAY. 1977. Tree-nesting Peregrine Falcons in British Columbia. Condor 79:500-501.
- COMMISSION INTERNATIONALE DES NOMS FRANÇAIS DES OISEAUX. 1993. Noms français des oiseaux du monde. Éditions Multi-Mondes, Sainte-Foy, Canada. 452 p.
- COURT, G.S. 1986. Some aspects of the reproductive biology of tundra Peregrine Falcons. M.Sc. Thesis, Univ. of Alberta, Edmonton, Alb.

1993. A toxicological assessment of the American Peregrine Falcon (*Falco peregrinus anatum*) breeding in Alberta, Canada – 1968 to 1992. Alberta Fish and Wildlife Services, Edmonton, Alb. 28 p.
- COURT, G.S., D.M. BRADLEY, C.C. GATES and D.A. BOAG. 1988. The population biology of Peregrine Falcons in the Keewatin District of the Northwest Territories, Canada. Pp. 729–739 *In* Peregrine falcon populations : their management and recovery. T.J. Cade, J.H. Enderson, C.G. Thelander and C.M. White (eds). The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho.
1989. Turnover and recruitment in a tundra population of Peregrine Falcons (*Falco peregrinus*). *Ibis* 131:487–496.
- CULVER, D.E. 1919. Ducks hawks wintering in the center of Philadelphia. *Auk* 36:108–109.
- CYR, A. et J. LARIVÉE. 1995. Atlas saisonnier des oiseaux du Québec. Les Presses de l'Univ. de Sherbrooke et la Société de loisir ornithologique de l'Estrie inc., 711 p.
- DAYTON, J., M. ROBERTSON and W.S. SEEGAR. 1995. Instrumenting peregrine falcons with PTT's, Ungava Bay, Québec, Rankin Inlet, Northwest Territories, Summer 1994. Unpubl. Rep., U.S. Army, Aberdeen Proving Grounds, MD. 9 p.
- DEWEESE, L.R., L.C. McEWEN, G.L. HENSLER and B.E. PETERSEN. 1986. Organochlorine contaminants in Passeriformes and other avian prey of the Peregrine Falcon in the Western United States. *Envir. Toxic. and Chemistry* 5:675–693.
- ENDERSON, J.H. 1969. Peregrine and Prairie Falcon life tables based on band-recovery data. Pp. 505–508 *In* Peregrine Falcon populations : their biology and decline. J.J. Hickey (ed). Univ. Wisconsin, Madison, Wis.
- ENDERSON, J.H., G.R. CRAIG, W.A. BURNHAM and D.D. BERGER. 1982. Eggshell thinning and organochlorine residues in Rocky Mountain Peregrines (*Falco peregrinus*) and their prey. *Can. Field Nat.* 96:255–264.
- ENDERSON, J.H., C. FLATTEN and J.P. JENNY. 1991. Peregrine falcons and merlins in Sinaloa, Mexico, in winter. *J. Raptor Res.* 25:123–126.
- ENDERSON, J.H., W. HEINRICH, L. KIFF and C.M. WHITE. 1995a. Population changes in North American peregrines. *Trans. 60th No. Am. Wildl. & Natur. Res. Conf.*: 142–161.

- ENDERSON, J.H., J. LARRABEE, Z. JONES, C. PEPER and C. LEPISTO. 1995b. Behavior of peregrines in winter in south Texas. *J. Raptor Res.* 29:93-98.
- ERICKSON, W.A., R.E. MARSH and T.P. SALMON. 1990. A review of falconry as a bird-hazing technique. Pp. 314-316 *In Proc. 14th Vertebr. Pest Conf.* L.R. Davis and R.E. Marsh (eds). Univ. of California at Davis.
- FILION, F.L., E. DUWORS, P. BOXALL, P. BOUCHARD, R. REID, P.A. GRAY, A. BATH, A. JACQUEMONT and G. LÉGARÉ. 1994. The importance of wildlife to Canadians : Highlights of the 1991 survey. *Can. Wild. Serv.*, Ottawa, Ontario. 60 p.
- FYFE, R.W. 1969. The Peregrine Falcon in northern Canada. Pp. 101-114 *In Peregrine Falcon Populations : their biology and decline.* J.J. Hickey (ed). Univ. of Wisconsin Press, Madison, Wis.
1988. The Canadian Peregrine Falcon recovery program. 1967-1985. Pp. 599-610 *In Peregrine Falcon populations : their management and recovery.* T.J. Cade, J.H. Enderson, C.G. Thelander and C.M. White (eds). The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho.
- FYFE, R.W. and R.R. OLENDORFF. 1976. Minimizing the dangers of nesting studies to raptors and other sensitive species. *Service canadien de la faune, Doc. n°23, Environnement Canada, Ottawa.*
- FYFE, R.W., S.A. TEMPLE and T.J. CADE. 1976. The 1975 North American Peregrine Falcon survey. *Can. Field Nat.* 90:928-273.
- GODFREY, W.E. 1972. *Encyclopédie des oiseaux du Québec.* Les Éditions de l'Homme. Montréal. 672 p.
- GROSKIN, H. 1947. Duck hawks breeding in the business center of Philadelphia, Pennsylvania. *Auk* 64:312-314.
1952. Observations of duck hawks nesting on man-made structures. *Auk* 69:246-253.
- HALL, G.H. 1970. Great moments in action : the story of the Sun Life falcons. *Can. Field Nat.* 84:209-230. (Réimpr. d'une publ. privée, 1955).
- HENNY, C.J., F.P. WARD, K.E. RIDDLE and R.M. PROUTY. 1982. Migratory Peregrine Falcons (*Falco peregrinus*) accumulate pesticides in Latin America during winter. *Can. Field Nat.* 96:333-338.
- HERBERT, R.A. and K.G.S. HERBERT. 1965. Behavior of Peregrine Falcons in the New York City region. *Auk* 82:62-94.

- HICKEY, J.J. 1942. Eastern population of the duck hawk. *Auk* 59:176-204.
- HICKEY, J.J., (ed). 1969. *Peregrine Falcon Populations : their biology and decline*. Univ. of Wisconsin Press, Madison, Wis. 596 p.
- HICKEY, J.J. and D.W. ANDERSON. 1969. The Peregrine Falcon : life history and population literature. Pp. 3-42 *In* *Peregrine Falcon populations : their biology and decline*. J.J. Hickey (ed). Univ. of Wisconsin Press, Madison, Wis.
- HOLROYD, G. and U. BANASCH. 1990. The reintroduction of the *anatum* Peregrine Falcon into southern Canada. *Can. Field-Nat.* 104:203-208.
- 94-95. Trends in Peregrine Falcon populations in Canada from 1985 to 1990. *Bird Trends* 4:11-14.
- HUNT, K.E., D.M. BIRD, P. MINEAU and L. SHUTT. 1991. Secondary poisoning hazard of fenthion to American kestrels. *Archives of Envi. Contam. and Toxic.* 21: 84-91.
1992. Selective predation of fenthion-exposed prey by American kestrels. *An. Behav.* 43:971-976.
- HYDRO-QUÉBEC. 1990. Étude de l'avifaune et du castor. Répartition et abondance des oiseaux de proies. Complexe Grande-Baleine. Avant-projet phase II. Consortium Gauthier et Guillemette. GREBE. Rapp. prélim. 76 p.
- JOHNSON, B. 1994. Summary of the 1994 Bay of Fundy Peregrine Falcon program. *Can. Wild. Serv., Sackville, Nova Scotia.* 2 p.
- KIFF, L.F. 1988. Commentary - Changes in status of the Peregrine in North America: an overview. Pp. 123-139 *In* *Peregrine Falcon populations : their management and recovery*. T.J. Cade, J.H. Enderson, C.G. Thelander and C.M. White (eds). The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho.
- KIRK, D.A., D. HUSSELL and E. DUNN. 1994-1995. Raptor population status and trends in Canada. *Bird Trends* 4:2-9.
- LEPAGE, M. et M. CARON. 1986. Quatrième inventaire quinquennal (1985) du faucon pèlerin au Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec. 24 p.
- MANNING, T.H. 1946. Bird and mammal notes from the east side of Hudson Bay. *Can. Field Nat.* 60:71-85.

- MARTIN, M. 1978. Status report on endangered wildlife in Canada : Peregrine Falcon. Comité sur le statut de la faune en danger de disparition au Canada, Ottawa. 45 p.
- MATTOX, W.G. and W.S. SEEGAR. 1988. The Greenland Peregrine Falcon survey, 1972-1985, with emphasis on recent population status. Pp. 27-36 *In* Peregrine falcon populations : their management and recovery. T.J. Cade, J.H. Enderson, C.G. Thelander and C.M. White (eds). The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho.
- McNICOLL, R., R. OUELLET et M. LEPAGE. 1991. Cinquième inventaire quinquennal du faucon pèlerin au Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. 30 p.
- MEARNS, R. and I. NEWTON. 1984. Turnover and dispersal in a peregrine (*Falco peregrinus*) population. *Ibis* 126:347-355.
- MEBS, T. 1971. Todesurachen und mortalitätsraten beim Wanderfalken (*Falco peregrinus*) nach den Wiederfunden deutscher und finnischer Ringvogel. *Die Vogelwarte* 26: 98-105.
- MORNEAU, F., S. BRODEUR, R. DÉCARIE, S. CARRIÈRE and D.M. BIRD. 1994. Abundance and distribution of nesting golden eagles in Hudson Bay, Québec. *J. of Raptor Res.* 28:220-225.
- MORRISON, M.L. and B.J. WALTON. 1980. The laying of replacement clutches by falconiforms and strigiforms in North America. *J. of Raptor Res.* 14:79-85.
- MURPHY, J.E. 1990. The 1985-86 Canadian Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*) survey. *Can. Field Nat.* 104:182-192.
- NELSON, R.W. 1970. Some aspects of the Breeding Behavior of Peregrine Falcons on Langara Island. B.C. M.Sc. thesis. Univ. of Calgary. Alberta. 306 p.
1988. Do large natural broods increase mortality of parent Peregrine Falcons? Pp. 719-728 *In* Peregrine Falcon Populations : Their Management and Recovery. T.J. Cade, J.H. Enderson, C.G. Thelander and C.M. White (eds). The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho.
1990. Status of the Peregrine Falcon (*Falco peregrinus pealei*) on Langara Island, Queen Charlotte Islands, British Columbia, 1968-1989. *Can. Field Nat.* 104:193-199.
- NEWTON, I. 1979. Population Ecology of Raptors. T & AD Poyser, Berk hamstead. U.K. 399 p.

- NEWTON, I., J.A. BOGAN and M.B. HAAS. 1989. Organochlorines and mercury in the eggs of British peregrines *Falco peregrinus*. *Ibis* 131:355-376.
- NISBET, I.C.T. 1988. The relative importance of DDE and dieldrin in the decline of Peregrine Falcon populations. Pp. 351-375 *In* Peregrine Falcon populations: their management and recovery. T.J. Cade, J.H. Enderson, C.G. Thelander and C.M. White (eds). The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho.
- PALMER, R., ED. 1988. Handbook of North American birds. Vol 5. Diurnal Raptors (Part 2). Yale University Press, New Haven and London. p. 465.
- PEAKALL, D.B., T.J. CADE, C.M. WHITE and J.P. HAUGH. 1975. Organochlorine residues in Alaskan peregrines. *Pest. Monitoring J.* 8:255-260.
- PEAKALL, D.B., J.L. LINCER, R.W. RISEBROUGH, J.B. PRITCHARD and W.B. KINTER. 1973. DDE-induced eggshell thinning : structural and physiological effects in three species. *Comp. and Gen. Pharm.* 4:303-311.
- PEAKALL, D.B., D.G. NOBLE, J.E. ELLIOTT, J.D. SOMERS and G. ERICKSON. 1990. Environmental contaminants in Canadian Peregrine Falcons (*Falco peregrinus*) toxicological assessment. *Can. Field Nat.* 104:244-254.
- RATCLIFFE, D.A. 1969. Population trends of the Peregrine Falcon in Great Britain. Pp. 239-269 *In* Peregrine Falcon Populations : their biology and decline. J.J. Hickey (ed). Univ. of Wisconsin Press, Madison, Wis.
1980. The Peregrine Falcon. Buteo Books. Vermillion, South Dakota, 416 p.
1993. The Peregrine Falcon. Sec. Ed. T & AD Poyser, London. 454 p.
- ROBERT, M. 1989. Les oiseaux menacés du Québec. Environnement Canada. Service canadien de la faune. Québec. 120 p.
- SAM, D., S. BOATES, P. AUSTIN-SMITH, B. JOHNSON and G. DICKIE. 1994. Status of Peregrine Falcon (*anatum*) in Nova Scotia : a synopsis of recovery efforts. Nova Scotia Department of Natural Resources, Sackville, N.-S. 6 p.
- SHERROD, S.K., W.R. HEINRICH, W.A. BURNHAM, J.H. BARCLAY and T.J. CADE. 1981. Hacking : a method for releasing Peregrine Falcons and other birds of prey. The Peregrine Fund, Inc., 61 p.
- SWEM, T. 1994. Endangered and threatened wildlife and plants; removal of Arctic peregrine falcon from the list of endangered and threatened wildlife. Federal Register 59: n°192, October 5, 1994.

- TRAINER, D.O. 1969. Diseases in raptors : a review of the literature. Pp. 425-433 *In* Peregrine Falcon Populations : their biology and decline. J.J. Hickey (ed). Univ. of Wisconsin Press, Madison, Wis.
- TUCK, L.M. 1954. Murre investigation Akpatok Island. Rap. du Service canadien de la faune 669:12-13, 34-35.
- WADE, N. 1978. Bird lovers and bureaucrats at loggerheads over Peregrine Falcon. *Science* 199:1053-1055.
- WEAVER, J.D. and T.J. CADE (eds). 1983. Falcon propagation : a manual on captive breeding. The Peregrine Fund, Inc., Ithaca, New York. 93 p.
- WESTERN RAPTOR TECHNICAL COMMITTEE. 1988. Anatum Peregrine Falcon recovery plan. Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ottawa. 52 p.
- WHITE, C.M. 1968. Diagnosis and relationships of North American tundra-inhabiting Peregrine Falcons. *Auk* 85:179-191.
- WHITE, C.M. and D.A. BOYCE Jr. 1988. An overview of Peregrine Falcon subspecies. Pp. 789-810 *In* Peregrine Falcon populations: their management and recovery. T.J. Cade, J.H. Enderson, C.G. Thelander and C.M. White (eds). The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho.
- WILDLIFE MANAGEMENT INSTITUTE. 1995. Duck numbers up again. *Outdoor News Bull.* 49(5):3.
- YATES, M.A., K.E. RIDDLE and F.P. WARD. 1988. Recovering of Peregrine Falcons migrating through the eastern and central United States, 1955-1985. Pp. 471-483 *In* Peregrine Falcon populations : their management and recovery. T.J. Cade, J.H. Enderson, C.G. Thelander and C.M. White (eds). The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho.

ANNEXES

Annexe 1. Terminologie ayant trait au succès de la reproduction des rapaces

Couple productif

Un couple qui élève au moins un oisillon jusqu'à un stade de développement avancé, portant à croire que le jeune s'est envolé.

Couple reproducteur

Un couple dont la femelle pond des oeufs.

Couvée

Moyenne du nombre d'oisillons par couple productif.

Occupation

Proportion des territoires occupés contre les territoires historiques.

Production

Nombre total de jeunes qui ont pris leur envol ou élevés jusqu'à un stade de développement avancé par tous les couples productifs.

Productivité

Moyenne, par couple territorial, du nombre de jeunes qui ont pris leur envol ou qui ont été élevés jusqu'à un stade de développement avancé.

Séries d'oeufs

Moyenne du nombre d'oeufs par couple reproducteur.

Site de nidification

Le site actuel du nid.

Territoire historique

Une région contenant un ou plusieurs sites de nidification à l'intérieur du champ d'activité d'un couple d'oiseaux qui y a nidifié dans le passé.

Territoire occupé

site de nidification occupé ou couple.

Territorial

Un territoire ou site de nidification à l'intérieur duquel un couple d'oiseaux se trouve à un moment donné durant la saison de nidification, ou, dans le cas du couple territorial, un couple d'oiseaux qui occupe un site de nidification à un moment donné au cours de la saison de reproduction.

Annexe 2. Tableau comparatif des jeunes à l'envol aux sites inventoriés, où au moins un couple de faucons pèlerins a été rapporté au cours des saisons de reproduction de 1989 à 1995 (Blais 1995)

Sites	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	Total par site	Total par site incluant les fauconneaux d'élevage ajoutés aux nids
Ville-Marie (Témiscamingue)	Site non visité	Site non visité	Site non visité	Site non visité	Site non visité	2	Aucun	2	2
Lac Sault (parc d'Aiguebelle, Abitibi)	Site non visité	Site non visité	Site non visité	Site non visité	Aucun	Aucun	1	1	1
Rocher à l'Oiseau (Outaouais)	1	2	2	Aucun	Aucun	Aucun	3	8	8
Bristol Mines (Quyon, Outaouais)	Aucun	Aucun	Aucun	1	Aucun	1	2	4	4
Montréal (Montréal)	2	0(3)*	4	4	3	4	3	20(3)*	23
Mont Saint-Hilaire (Montréal)	Aucun	4	4	2(2)*	2	3(1)*	3	18(3)*	21
Lac Lyster (Cantons-de-l'Est)	2	4	Aucun	Aucun	1	2	2	11	11
Pont Laviolette (Trois-Rivières)	Site non visité	Aucun	2	Aucun	Site abandonné par les adultes	Site abandonné par les adultes	Site abandonné par les adultes	2	2
Lac Mékinac (Mauricie)	Aucun	1(2)*	Aucun	Aucun	Aucun	Aucun	Aucun	1(2)*	3
Pont Pierre-Laporte, Pont de Québec (Québec)	Aucun	1	Aucun	Aucun	Aucun	Aucun	Aucun	1	1
Stoneham, Saint-Adolphe (Québec)	Aucun	Aucun	Aucun	Site abandonné par les adultes	Site abandonné par les adultes	Site abandonné par les adultes	Site abandonné par les adultes	0	0

Sites	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	Total par site	Total par site incluant les fauconneaux d'élevage ajoutés aux nids
Cap Tourmente (Québec)	4(1)*	1	4	2	1	2	4	18(1)*	19
Saint-Germain (Kamouraska)	Site non visité	Site non visité	4**	3	3	4	Aucun	14	14
Anse à Poulette (La Baie, Saguenay)	Site non visité	2	Aucun	Aucun	Aucun	Aucun	3	5	5
Rivière Éternité (Saguenay)	Aucun	Aucun	Site non visité	Site non visité	Site non visité	3	Aucun	3	3
Île Saint-Barthélemy (Saguenay)	Site non visité	Site non visité	Site non visité	Site non visité	Site non visité	Site non visité	1	1	1
Anse des Îlets Rouges (Saguenay)	Site non visité	Site non visité	Site non visité	2	Inconnu	Inconnu	Site abandonné par les adultes	2	2
Cap Blanc (Saguenay)	Aucun	2	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Aucun	2	2
Baie des Ha!Ha! Parc du Bic, Bas-Saint-Laurent)	Inconnu	Site non visité	Site non visité	Site non visité	Inconnu	4	4	8	8
Rivière Sainte-Marguerite (Côte-Nord)	Site non visité	Inconnu	Site non visité	Site non visité	Site non visité	Site non visité	Site non visité	Inconnu	0
Total	9(1)*	17(5)*	20	14(2)*	10	25(1)*	26	121(9)*	-
Total incluant les fauconneaux d'élevage ajoutés aux nids	10	22	20	16	10	26	26	-	130

()* : nombre de jeunes ajoutés au nid

** : nombre de fauconneaux observés dans la région de Saint-Germain avant que le nid ne soit localisé



Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
et de la Faune
Direction de la faune et des habitats

NO. CAT.: 3630-97-04

Document PDF numérisé à 300 DPI
Reconnaissance optique de caractères
Numériseur Kodak I260/I280
Adobe Acrobat 6.0
Le 23 décembre 2004
Micromatt Canada Ltée