

**Mise à jour  
Évaluation et Rapport  
de situation du COSEPAC**

sur la

**Marmotte de l'île de Vancouver**  
*Marmota vancouverensis*

au Canada



**EN VOIE DE DISPARITION  
2008**

**COSEPAC**  
Comité sur la situation  
des espèces en péril  
au Canada



**COSEWIC**  
Committee on the Status  
of Endangered Wildlife  
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2008. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la marmotte de l'île de Vancouver (*Marmota vancouverensis*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 31 p. ([www.registrelep.gc.ca/Status/Status\\_f.cfm](http://www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm)).

Rapports précédents :

COSEPAC. 2000. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la marmotte de l'île de Vancouver (*Marmota vancouverensis*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vi + 27 p.

BRYANT, A. A. 1997. Rapport de situation du COSEPAC sur la marmotte de l'île de Vancouver (*Marmota vancouverensis*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. Pages 1-27.

MUNRO, W. T. 1978. COSEWIC status report on the Vancouver Island marmot *Marmota vancouverensis* in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 12 p.

Note de production :

Le COSEPAC aimerait remercier Andrew A. Bryant qui a rédigé la mise à jour du rapport de situation sur la marmotte de l'île de Vancouver (*Marmota vancouverensis*), en vertu d'un contrat avec Environnement Canada. Marco Festa-Bianchet, coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres du COSEPAC, a supervisé le présent rapport et en a fait la révision.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC  
a/s Service canadien de la faune  
Environnement Canada  
Ottawa (Ontario)  
K1A 0H3

Tél. : 819-953-3215  
Télec. : 819-994-3684  
Courriel : [COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca](mailto:COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca)  
<http://www.cosepac.gc.ca>

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Update Status Report on the Vancouver Island Marmot *Marmota vancouverensis* in Canada.

Illustration de la couverture :

Marmotte de l'île de Vancouver — Photo par ©Robert Milko 1982.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2008.  
N° de catalogue CW69-14/550-2008F-PDF  
ISBN 978-0-662-04146-7



Papier recyclé



## COSEPAC

### Sommaire de l'évaluation

#### Sommaire de l'évaluation – Avril 2008

**Nom commun**

Marmotte de l'île de Vancouver

**Nom scientifique**

*Marmota vancouverensis*

**Statut**

En voie de disparition

**Justification de la désignation**

De cette espèce endémique au Canada, il ne reste à l'état sauvage que moins de 30 individus matures nés dans la nature. Malgré l'apparente réussite initiale des réintroductions, la population sauvage de cette espèce demeure extrêmement petite et pourrait être l'objet d'événements stochastiques. La prédation demeure élevée, et la consanguinité et les changements climatiques constituent des menaces potentielles.

**Répartition**

Colombie-Britannique

**Historique du statut**

Espèce désignée « en voie de disparition » en avril 1978. Réexamen et confirmation du statut en avril 1997, en mai 2000, et en avril 2008. Dernière évaluation fondée sur une mise à jour d'un rapport de situation.



## COSEPAC Résumé

### **Marmotte de l'île de Vancouver** *Marmota vancouverensis*

#### **Information sur l'espèce**

La marmotte de l'île de Vancouver (*Marmota vancouverensis*) est un rongeur terricole vivant en colonies, parent de la marmotte des Rocheuses (*M. caligata*) et du *M. Olympus*. Elle se distingue par sa fourrure brun chocolat, ses vocalisations uniques, les caractéristiques atypiques de son crâne et sa nature très sociale.

#### **Répartition**

La marmotte de l'île de Vancouver est endémique à l'île de Vancouver, en Colombie-Britannique, Canada.

#### **Habitat**

L'habitat naturel des marmottes de l'île de Vancouver est formé de prés subalpins, généralement situés à des altitudes variant de 900 à 1 500 mètres au-dessus du niveau de la mer. Ces prés auraient été créés et maintenus par des avalanches, des glissements de neige ou des feux, sinon par une combinaison de processus. Les parcelles d'habitat naturel de l'île de Vancouver sont souvent plus restreintes et plus éloignées les unes des autres que celles qui sont fréquentées par les marmottes dans la partie continentale de la Colombie-Britannique ou dans la presqu'île Olympic. Les marmottes de l'île de Vancouver utilisent également des habitats artificiels. De nombreux cas de colonisation se sont produits dans des habitats créés par la coupe à blanc de forêts en haute altitude, par l'exploitation minière et par l'aménagement de pistes de ski.

## **Biologie**

Le *M. vancouverensis* est fouisseur et herbivore; il hiberne, généralement du début d'octobre jusqu'à la fin d'avril. Les femelles ont la capacité de se reproduire à deux ans, mais la plupart ne se reproduisent pas avant l'âge de trois ou quatre ans. Elles mettent bas à une portée de trois ou quatre petits, tous les deux ans, en moyenne. Les deux sexes se dispersent, généralement à l'âge de deux ans. L'âge maximal observé est de dix ans dans la nature, et de quatorze ans en captivité.

## **Taille et tendances des populations**

L'aire de répartition des marmottes de l'île de Vancouver semble avoir subi une grave réduction au cours des dernières décennies, mais les données sont insuffisantes pour déterminer le moment ou les causes de cette réduction. Les dénombrements annuels de populations tenus depuis 1979 indiquent que les marmottes ont au moins doublé leurs effectifs durant les années 1980, la majorité de cet accroissement se produisant dans de nouveaux habitats créés par l'exploitation de forêts anciennes. Au moins 235 marmottes ont été dénombrées en 1984, mais il est probable que la population comptait alors un effectif de 300 à 350 individus, la plupart se trouvant dans des habitats artificiels. La population s'est affaïssée de manière précipitée dans les années 1990 et comptait seulement quelque 70 individus à l'état sauvage en 1997. En 2007, on comptait, à l'état sauvage, environ 50 marmottes nées dans la nature, auxquelles s'ajoutaient les quelques douzaines qui avaient été relâchées dans la nature (non comprises dans la présente évaluation), et plus de 100 gardées en captivité (également non comprises dans la présente évaluation).

## **Facteurs limitatifs et menaces**

L'habitat naturel des marmottes de l'île de Vancouver est restreint. Les prés subalpins sont petits (de 1 à 10 hectares) et se trouvent rarement dans le paysage autrement forestier. Une analyse récente des pollens semble indiquer que les habitats des marmottes étaient beaucoup plus étendus, il y a plusieurs milliers d'années. Des enregistrements paléontologiques et archéologiques ont permis de trouver des marmottes bien en dehors de leur zone d'occurrence historique.

L'habitat créé par l'exploitation forestière n'est que temporaire puisque la régénération forestière rend les conditions inadéquates aux marmottes. Les 10 colonies trouvées dans des coupes à blanc durant les années 1980 et 1990 avaient toutes disparues en 2000. La durée de vie médiane des colonies dans les coupes à blanc était de 10 ans (étendue = de 5 à 19 ans), ce qui équivaut à environ 2 ou 3 générations de marmottes.

À l'heure actuelle, la principale menace à laquelle font face les marmottes de l'île de Vancouver constitue la prédation. Au moins 80 p. 100 de la mortalité des marmottes enregistrée depuis 1992 est attribuable à la prédation, principalement par les loups (*Canis lupus*), les cougars (*Puma concolor*) et les Aigles royaux (*Aquila chrysaetos*). Les taux annuels de survie ont chuté depuis les années 1980, les pertes dans chaque colonie étaient souvent sérieuses pendant une même année, et les taux de survie propres aux colonies étaient spatialement corrélés.

La population sauvage actuelle étant formée de peu d'individus, elle fait face à d'autres menaces, notamment la perte de variation génétique, les effets de la stochasticité démographique ou du climat et l'incapacité à trouver un partenaire.

### **Importance de l'espèce**

Le *M. vancouverensis* est l'une des cinq espèces de mammifères endémiques au Canada.

### **Protection actuelle ou autres désignations de statut**

Le *M. vancouverensis* a été désigné « en voie de disparition » par le COSEPAC en avril 1978, en avril 1997 et en mai 2000. Il est inscrit en tant qu'espèce en voie de disparition à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du Canada. L'espèce a été désignée en voie de disparition (*endangered*) en vertu de la *Wildlife Act* de la Colombie-Britannique et de la *Endangered Species Act* des États-Unis. Le *M. vancouverensis* a été désigné « menacé d'extinction » (*endangered*) par l'UICN. Deux zones d'habitat de marmottes sont protégées en vertu de la *Ecological Reserves Act* de la Colombie-Britannique (réserve écologique du lac Haley; 127 ha) ou de la *Wildlife Act* de la Colombie-Britannique (Green Mountain Wildlife Critical Habitat Area; 260 ha).



## HISTORIQUE DU COSEWIC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEWIC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEWIC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEWIC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

## MANDAT DU COSEWIC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEWIC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

## COMPOSITION DU COSEWIC

Le COSEWIC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

## DÉFINITIONS (2008)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'une autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

\* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

\*\* Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

\*\*\* Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

\*\*\*\* Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

\*\*\*\*\* Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.



Environnement Canada  
Service canadien de la faune

Environment Canada  
Canadian Wildlife Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEWIC.

**Mise à jour**  
**Rapport de situation du COSEPAC**

sur la

**Marmotte de l'île de Vancouver**  
*Marmota vancouverensis*

au Canada

2008



## TABLE DES MATIÈRES

INFORMATION SUR L'ESPÈCE .....	4
Nom et classification .....	4
Description morphologique .....	4
Description génétique .....	5
RÉPARTITION .....	6
Aire de répartition mondiale .....	6
Aire de répartition canadienne .....	6
HABITAT .....	7
Besoins en matière d'habitat .....	7
Tendances en matière d'habitat .....	8
Protection et propriété .....	8
BIOLOGIE .....	9
Cycle vital et reproduction .....	9
Utilisation des terriers .....	9
Herbivores/prédateurs .....	9
Physiologie .....	10
Déplacements et dispersion .....	10
Relations interspécifiques .....	11
Adaptabilité .....	11
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS .....	11
Activités de recherche .....	11
Abondance .....	13
Fluctuations et tendances .....	16
Immigration de source externe .....	19
FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES .....	19
IMPORTANCE DE L'ESPÈCE .....	22
PROTECTION ACTUELLE OU AUTRES DÉSIGNATIONS DE STATUT .....	22
RÉSUMÉ TECHNIQUE .....	23
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS .....	26
SOURCES D'INFORMATION .....	26
COMMUNICATIONS PERSONNELLES .....	30
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT .....	30
COLLECTIONS EXAMINÉES .....	30

### Liste des figures

Figure 1. Augmentation de la masse des marmottes adultes .....	4
Figure 2. Répartition actuelle et historique des marmottes de l'île de Vancouver. ....	7
Figure 3. Exactitude des dénombrements de marmottes .....	13
Figure 4. Résultats des dénombrements annuels et nombres probables de marmottes sauvages de 1972 à 2007 .....	14
Figure 5. Tendances des populations dans six colonies bien étudiées, 1972 à 2006. .	17
Figure 6. Changements dans la densité et la répartition des marmottes dans la région des lacs Nanaimo .....	18

Figure 7. Changements dans la survie des marmottes dans la région des lacs Nanaimo au fil des années. ....	19
--	----

**Liste des tableaux**

Tableau 1. Différenciation génétique de huit colonies de marmottes d'après 9 loci microsatellites. ....	6
Tableau 2. Quantité de marmottes mises en captivité, transplantées et mises en liberté chaque année.....	15

**Liste des annexes**

Annexe 1. Table de survie des populations sauvages (1987-2006) et captives (1997-2006) de marmottes de l'île de Vancouver .....	31
---	----

## INFORMATION SUR L'ESPÈCE

### Nom et classification

La marmotte de l'île de Vancouver (*Marmota vancouverensis*; Swarth, 1911) est l'une des 14 espèces de marmottes actuellement reconnues (Barash, 1989). Elle a été décrite pour la première fois à partir de spécimens recueillis en 1910 (Swarth, 1911 et 1912).

### Description morphologique

Du museau au bout de la queue, les adultes mesurent généralement de 67 à 72 cm (moyenne = 69,7 cm, écart-type = 4,0,  $n = 68$ ). Leur masse varie selon la période de l'année. Les femelles adultes peuvent passer de 3,5 kg à un poids variant de 5 à 5,5 kg, entre les premiers jours qui suivent l'émergence, à la fin d'avril, et l'entrée en hibernation, au début d'octobre. L'augmentation de la masse est influencée par les conditions des sites et par l'état reproducteur, mais une femelle adulte moyenne prend de 15 à 18 g par jour durant la saison active. Les mâles ont tendance à être plus gros, mais augmentent leur masse à un rythme similaire (figure 1). Les marmottes perdent environ 30 p. 100 de leur masse corporelle pendant l'hibernation (Bryant et McAdie, 2003).

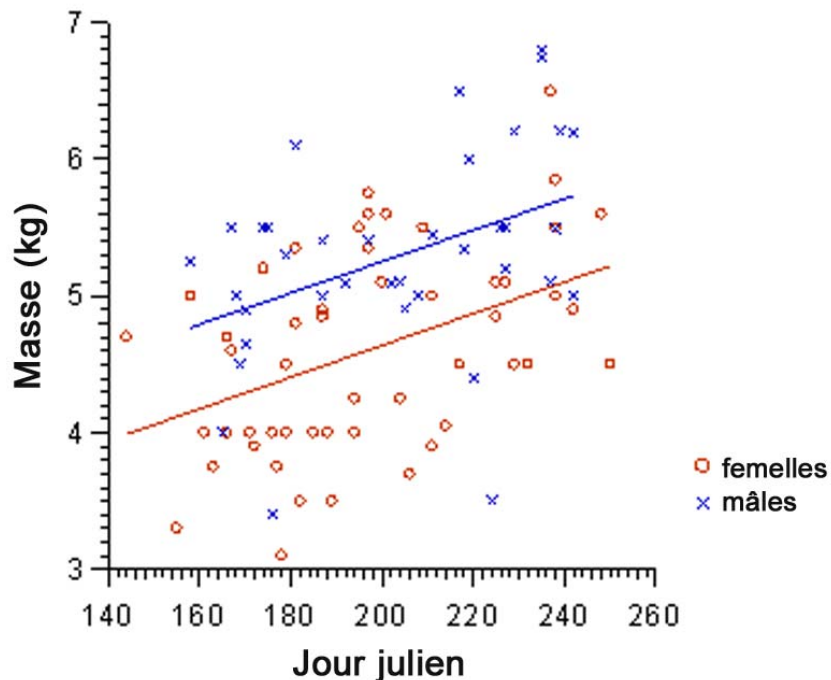


Figure 1. Augmentation de la masse des marmottes adultes ( $n = 68$  captures de femelles et 70 captures de mâles dans des prés naturels de 1987 à 2003). Mise à jour de données tirées de Bryant (1998).

La marmotte de l'île de Vancouver se distingue par sa fourrure chocolat foncé et les taches contrastantes de poils blancs sur son museau, sur son ventre et sur le dessus de sa tête (Nagorsen, 2005). La nouvelle fourrure est particulièrement foncée, presque noire dans le cas des jeunes de l'année. La fourrure plus vieille se décolore et prend une couleur brun roux ou cannelle. Comme les marmottes peuvent ne pas muer complètement au cours d'une année donnée, les individus plus âgés ont souvent la fourrure bigarrée. L'espèce se caractérise également par une morphologie crânienne atypique (Cardini *et al.*, 2005), des vocalisations uniques (Heard, 1977) et un comportement social très développé (Blumstein, 1999; Blumstein *et al.*, 2001).

### **Description génétique**

Le *M. vancouverensis* est un très proche parent de la marmotte des Rocheuses (*M. caligata*) et du *M. olympus*, qui se trouvent respectivement sur la portion continentale de la Colombie-Britannique et sur la presqu'île Olympic de l'État de Washington (Barash, 1989). Des études d'ADN récentes (Steppan *et al.*, 1999; Kruckenhauser *et al.*, 1999) font état de différences génétiques limitées (de 3 à 5 p. 100) entre les trois espèces suggérant une divergence récente. Selon Nagorsen (2005), l'étroite affinité signifie probablement que les marmottes ont colonisé l'île de Vancouver au terme de la glaciation wisconsinienne de la Cordillère, il y a de 10 000 à 13 000 ans.

Les marmottes de l'île de Vancouver présentent des degrés de variation génétique moins marqués que d'autres espèces, mais elles ne sont pas fortement consanguines. Les données sur les microsatellites confirment que les marmottes du mont Washington sont génétiquement isolées des marmottes de la région des lacs Nanaimo (tableau 1). Il y a différenciation génétique entre les colonies, avec un  $F_{ST}$  global positif notable de 0,23 (95 p. 100, étendue = de 0,09 à 0,43; Hartl, 1981) principalement attribuable à la présence d'allèles privés au sein de la colonie du mont Washington.

**Tableau 1. Différenciation génétique de huit colonies de marmottes d'après 9 loci microsatellites. Les données se trouvant au-dessus de la diagonale représentent la distance génétique de Nei (valeurs  $D$ ), et celles se trouvant sous la diagonale représentent les coefficients de fixation de Wright ( $F_{ST}$ ). Les valeurs de  $F_{ST}$  significatives sont marquées d'un astérisque :  $P < 0,05$ . Les données font état de différences génétiques importantes entre les marmottes de la colonie du nord du mont Washington et de 7 colonies de la région des lacs Nanaimo. Source : Kruckenhauser *et al.* (2007).**

	Big Ugly	Franklin	Green	Lac Haley	Route K44a	Lac Pat	Lac Sherk	Mont Washington
Big Ugly	---	0,12	0,03	0,03	0,05	0,08	0,05	0,39
Franklin	0,35*	---	0,14	0,09	0,07	0,11	0,03	0,40
Green	0,13	0,34*	---	0,04	0,03	0,03	0,08	0,42
Lac Haley	0,14	0,27*	0,16*	---	0,05	0,05	0,04	0,39
Route K44a	0,15	0,20*	0,09	0,16*	---	0,00	0,02	0,41
Lac Pat	0,31*	0,30*	0,12	0,21	0,02	---	0,05	0,47
Lac Sherk	0,21*	0,12*	0,25*	0,16*	0,07	0,18*	---	0,37
Mont Washington	0,77*	0,68*	0,69*	0,71*	0,64*	0,76*	0,67*	---

## RÉPARTITION

### Aire de répartition mondiale

Le *Marmota vancouverensis* est endémique à l'île de Vancouver, au Canada.

### Aire de répartition canadienne

À l'exception des individus en captivité (Bryant, 2005), le *Marmota vancouverensis* est restreint à l'île de Vancouver, en Colombie-Britannique (Canada) (Nagorsen, 1987 et 2005).

Avant que ne soient entreprises des activités de réintroduction en 2003, les marmottes de l'île de Vancouver n'étaient présentes que sur 5 montagnes de la région des lacs Nanaimo, dans le centre de l'île de Vancouver, et sur le mont Washington, à environ 95 km vers le nord-ouest (figure 2). Si toutes les occurrences sont considérées comme étant une seule « zone d'occurrence », le plus petit polygone convexe équivaut à environ 840 km<sup>2</sup> (Data Conservation Centre de la Colombie-Britannique, 2006).

Les enregistrements fondés sur le marquage (Bryant, 1990 et 1998), sur la radiotélémétrie (Bryant et Page, 2005) et sur l'analyse de l'ADN (Kruckenhauser *et al.* 2007) indiquent que les colonies de la région des lacs Nanaimo étaient reliées par des mouvements de dispersion occasionnels. Cependant, des données génétiques semblent indiquer que les marmottes trouvées sur le mont Washington ont été isolées pendant au moins plusieurs générations. Selon une grille de 1 km x 1 km autour du gîte d'hivernage connu, la zone d'occupation s'étend sur moins de 22 km<sup>2</sup>.

## HABITAT

### Besoins en matière d'habitat

L'habitat de la marmotte de l'île de Vancouver doit posséder trois caractéristiques : 1) une structure de sol permettant le creusement de terriers, 2) des graminées et des herbacées convenables à l'alimentation, et 3) des conditions microclimatiques permettant l'alimentation en été et l'hibernation en hiver.

L'habitat naturel est formé de prés subalpins généralement situés entre 900 et 1 500 m d'altitude (Bryant et Janz, 1996). Ces prés seraient créés et maintenus par des avalanches ou des glissements de neige, des feux ou une combinaison de processus (Milko et Bell, 1986) et ont tendance à être plus petits et plus rares sur l'île de Vancouver que sur la portion continentale de la Colombie-Britannique ou sur la presqu'île Olympic (Fonda et Bliss, 1969; Kuramoto et Bliss, 1970). Bryant (1998) a conclu, au moyen d'un système d'information géographique, que les prés subalpins constituaient environ 1 p. 100 des quelque 1 000 km<sup>2</sup> formant la zone centrale de la répartition des marmottes dans la région des lacs Nanaimo. L'habitat constitué de prés est encore plus rare au sud du lac Cowichan et dans des régions comme le parc provincial Strathcona (Bryant, 1993).

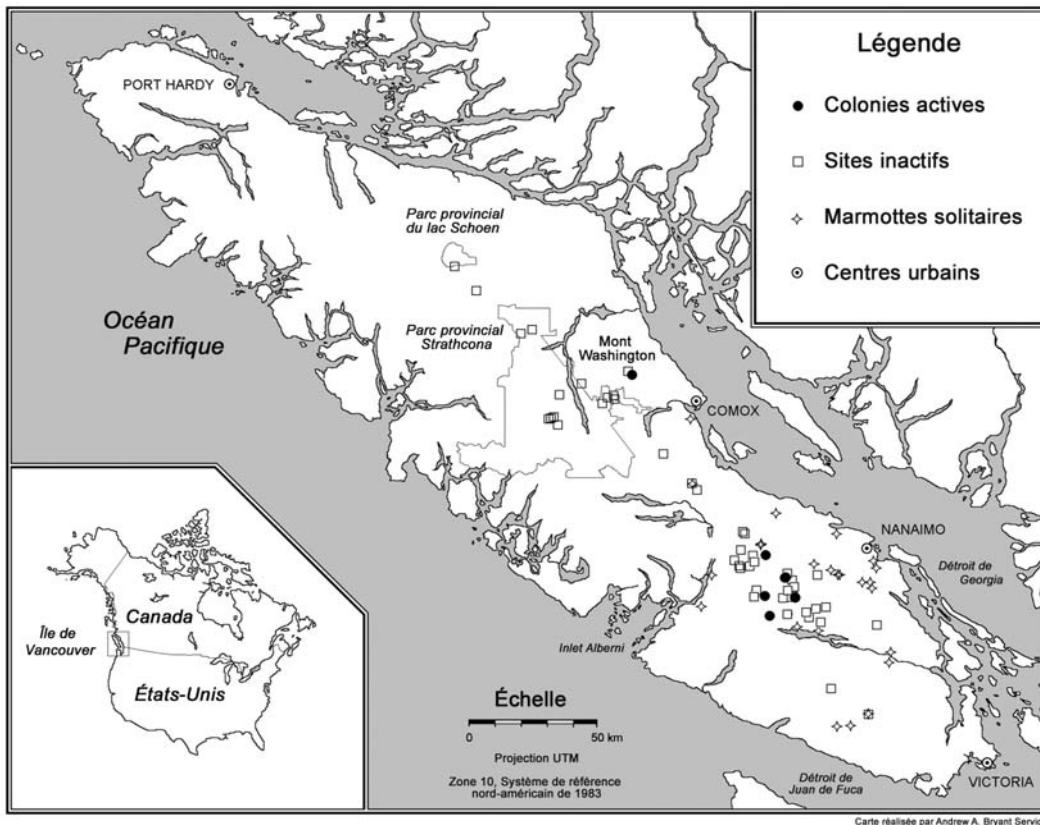


Figure 2. Répartition actuelle et historique des marmottes de l'île de Vancouver. Les sites inactifs représentent les colonies recensées durant la période 1896-2006. Les marmottes solitaires sont probablement des individus en dispersion.

Depuis 1972, des marmottes ou des terriers récents ont été signalés dans 47 sites répartis sur 15 montagnes (Bryant et Janz, 1996). Des indices de reproduction ont été observés à 34 sites répartis sur 14 montagnes. Exception faite de 2 sites, toutes les colonies actives depuis 1972 se trouvaient dans les bassins hydrographiques de Nanaimo, de Cowichan, de Chemainus, de Nitinat et de la rivière Cameron, dans le centre sud de l'île de Vancouver. Les deux autres colonies se trouvaient sur le mont Washington, séparées d'environ 95 km des autres colonies connues.

La plupart des prés naturels fréquentés par les marmottes de 1972 à 2006 ne couvraient que quelques hectares; conséquemment, la plupart des colonies plus récentes des habitats naturels comptaient peu d'individus, généralement une ou deux familles et moins de cinq adultes (Bryant et Janz, 1996).

### **Tendances en matière d'habitat**

Les os préhistoriques de *M. vancouverensis* récupérés dans des cavernes et pendant des fouilles archéologiques indiquent que l'aire de répartition géographique a rétréci de manière significative au cours des quelques derniers siècles ou millénaires (Calvert et Crockford, 1983; Nagorsen *et al.*, 1996). Cette tendance est confirmée par des données sur la croissance des arbres (Laroque *et al.*, 2001) et les dépôts de pollen (Hebda *et al.*, 2005). Les marmottes de l'île de Vancouver semblaient avoir une répartition plus étendue, et étaient probablement plus nombreuses, durant les nombreuses périodes où régnaient des conditions climatiques plus chaudes et plus sèches.

### **Protection et propriété**

L'habitat ayant été le plus longtemps occupé par des marmottes (de 1972 à 2006) se trouve sur une terre privée. Le paysage entourant les parcelles d'habitat naturel a été fortement modifié par l'exploitation forestière (Bryant, 1998). L'exploitation forestière de la région a commencé à la fin des années 1940 et s'est rapidement accélérée durant les années 1960 et 1970. Moins de 15 p. 100 de la forêt naturelle subsiste, en grande partie à plus de 900 m d'altitude. Il en résulte un paysage dans lequel les forêts matures sont progressivement remplacées par des forêts plus jeunes, et où le nombre de chemins forestiers et les impacts en haute altitude vont en augmentant.

Au total, 2 habitats de marmottes bénéficient d'une protection légale en vertu de l'*Ecological Reserves Act* de la Colombie-Britannique (réserve écologique du lac Haley; 127 ha) ou de la *Wildlife Act* de la Colombie-Britannique (la Green Mountain Wildlife Critical Habitat Area; 260 ha). Une superficie considérable d'habitat potentiel de marmottes est protégée dans le parc national Strathcona (Bryant, 1993).

## BIOLOGIE

### Cycle vital et reproduction

Comme la plupart des marmottes alpines, les marmottes de l'île de Vancouver vivent relativement longtemps et se reproduisent peu souvent (Bryant, 2005). Elles ne sont pas strictement monogames; de nombreux cas de polygynie ayant été signalés (Bryant, 1998).

Bien que les femelles puissent atteindre la maturité sexuelle à 2 ans, la plupart ne se reproduisent pas avant l'âge de 3 ou 4 ans (moyenne = 3,6, écart-type = 1,2,  $n = 16$ ). L'accouplement se produit généralement 1 mois après la sortie de l'hibernation, qui survient à la fin avril ou au début mai. La gestation dure de 30 à 32 jours (Keeley *et al.*, 2003). Au moment du sevrage, la portée est composée de 1 à 7 petits (moyenne = 3,4, écart-type = 1,1,  $n = 58$ ). Les femelles ont la capacité de faire durer le sevrage pendant plusieurs années consécutives, mais la plupart attendent une année ou plus entre les portées (intervalle moyen entre les portées = 1,8 an, écart-type = 0,7,  $n = 20$ ). À l'état sauvage, le rapport des sexes des petits sevrés ne s'écarte pas de 1:1; en captivité, il a tendance à être déséquilibré en faveur des mâles. La plus âgée des femelles reproductrices recensées avait 10 ans, et la plus âgée des marmottes gardées en captivité avait 14 ans (Bryant, 2005; annexe 1).

### Utilisation des terriers

Les marmottes de l'île de Vancouver aménagent des terriers pour hiberner, mettre bas, se cacher des prédateurs et s'abriter. Les terriers (y compris les gîtes d'hivernage) sont habituellement réutilisés pendant plusieurs années consécutives par les mêmes individus et groupes sociaux (Bryant, 1998). Plusieurs réseaux de terriers ont été occupés durant plus de 30 ans. Les terriers-abris utilisés pour se soustraire aux prédateurs consistent en un trou peu profond creusé sous un rocher ou la racine d'un arbre. Les terriers utilisés durant la nuit ou pour mettre bas sont plus élaborés et comptent souvent plus d'une entrée. Comme les terriers-abris, ils se trouvent habituellement sous des blocs rocheux ou des systèmes racinaires d'arbres. Les gîtes d'hivernage sont probablement assez profonds pour descendre sous la ligne de gel.

### Herbivores/prédateurs

Martell et Milko (1986) ont identifié les plantes consommées par les marmottes en étudiant des échantillons de fèces provenant de trois colonies. Ils ont conclu que leur régime alimentaire reposait sur la danthonie intermédiaire (*Danthonia intermedia*) et les carex (*Carex* spp.) au début du printemps, puis sur les latifoliés (notamment le *Lupinus latifolius* et l'*Eriophyllum lanatum*) en été et en automne. Le phlox diffus (*Phlox diffusa*) est important au début de l'été.



Le régime alimentaire des individus des autres colonies n'a pas été déterminé. Parmi les plantes consommées dans les sites de coupe à blanc en basse altitude figurent des graminées, l'*Anaphalis margaritacea*, des espèces du genre *Fragaria*, l'*Epilobium angustifolium* et le *Lupinus latifolius* (Bryant, 1998). Les lupins (*Lupinus latifolius*) sont consommés sur les pistes de ski du mont Washington (J. Werner, comm. pers.).

Les couguars (*Puma concolor*), les loups (*Canis lupus*) et les Aigles royaux (*Aquila chrysaetus*) sont des prédateurs confirmés des marmottes de l'île de Vancouver. Bryant et Page (2005) ont rapporté que les prédateurs étaient responsables d'au moins 75 p. 100 de la mortalité enregistrée chez les marmottes munies d'un radioémetteur, de 1992 à 2005.

## Physiologie

Les marmottes de l'île de Vancouver vivant à l'état sauvage hibernent habituellement durant environ 210 jours (date moyenne d'entrée en hibernation = 1<sup>er</sup> octobre, intervalle de confiance de 95 p. 100 = du 28 septembre au 3 octobre,  $n = 49$ ; date moyenne de sortie d'hibernation = 28 avril, intervalle de confiance de 95 p. 100 = du 26 au 30 avril,  $n = 43$ ; Bryant et McAdie, 2003). Durant la léthargie, la température corporelle s'approche de 5 °C. Des éveils spontanés d'une durée de 1 à quelques jours se produisent tous les 10 à 14 jours. Durant la saison active, la température corporelle fluctue entre 34 °C et 29 °C. Les marmottes contrôlent leur température au moyen de leur posture (Melcher *et al.*, 1990) et se servent de terriers et de blocs rocheux « de repos » pour se soustraire aux coups de chaleur.

## Déplacements et dispersion

Comparativement à d'autres marmottes de montagne, la structure de la métapopulation est prononcée (voir, par exemple, Stephens *et al.*, 2002). Les cas de dispersion sont peu fréquents, mais des mâles et des femelles de 2 ans munis de radioémetteurs peuvent faire des déplacements de 1 à 27 km sur une période de quelques jours (A. Bryant, données inédites).

La distance de dispersion maximale des individus marqués à l'oreille qui ont été vus à nouveau était de 11,2 km (Bryant, 1998). Les mentions de marmottes solitaires venant d'habitats en basse altitude suggèrent que la marmotte serait capable de se disperser sur de plus grandes distances. Bryant et Janz (1996) ont compilé 22 mentions de marmottes solitaires durant la période 1972-1995, dont 1 individu trouvé sur la plage à Courtenay (12 juillet 1974), 1 individu photographié sur le mont Demers (25 juillet 1977) et 1 autre dans un potager à Coombs (7 juillet 1980). Les marmottes surgissent dans les endroits les plus imprévus, notamment dans un hangar à bois à Youbou (25 juin 1986), dans une écurie à Nanaimo (25 septembre 1991), dans une nouvelle subdivision à Bell's Bay, sur la côte ouest (mai 1992), et sur un quai au lac Cowichan (18 mai 1993). Certaines (par exemple celles de Bell's Bay, de Cassidy, de Duncan et de Cedar) témoignent probablement de cas de dispersion de plus de 25 km.

## **Relations interspécifiques**

Face aux petits rapaces, aux cerfs et aux wapitis, qui ne constituent pas une menace, les marmottes ont souvent pour réaction de siffler ou de fuir dans des terriers. Elles réagissent de manière semblable face aux prédateurs. Elles n'interagissent pas avec d'autres espèces.

## **Adaptabilité**

L'« adaptabilité » du *M. vancouverensis* à un paysage modifié par l'homme a fait couler beaucoup d'encre (Munro *et al.*, 1985). Bien des marmottes ont pu vivre et se reproduire dans des habitats créés par l'humain, mais ces habitats ont sans doute agi comme des gouffres pour les populations (Bryant, 1996 et 1998). Les populations ayant colonisé les pistes de ski du mont Green ou les résidus miniers du mont Washington au cours des années 1980 sont disparues. Il reste des marmottes sur les pistes de ski du mont Washington, probablement parce que les activités humaines dissuadent les prédateurs de fréquenter ces endroits. Bien qu'un grand nombre d'habitats potentiels aient été créés par l'exploitation forestière à plus de 700 m d'altitude, seul un petit pourcentage a été colonisé à un moment ou à un autre, et l'aire de répartition globale du *M. vancouverensis* a rétréci au cours des dernières décennies.

Les traits reproductifs et comportementaux des marmottes de l'île de Vancouver élevées en captivité sont comparables à ceux observés chez leurs homologues à l'état sauvage (Bryant, 2005; Blumstein *et al.*, 2006). Les marmottes nées en captivité semblent bien s'adapter une fois libérées dans la nature : elles se nourrissent de graminées et de fleurs, prennent du poids, sifflent à l'approche de prédateurs, creusent des terriers et hibernent au bon moment (Bryant, 2007). Le nombre d'individus relâchés est encore insuffisant pour permettre de calculer des taux de survie, mais certaines marmottes nées en captivité ont survécu jusqu'à trois ans dans la nature et s'y sont reproduites.

## **TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS**

### **Activités de recherche**

En 1972, des chasseurs locaux ont commencé à s'intéresser aux marmottes de l'île de Vancouver, qui n'étaient connues jusqu'alors qu'à partir de quelques enregistrements de spécimens de musée. Depuis, presque toute l'île de Vancouver a été explorée afin d'y détecter la présence de colonies de marmottes. Routledge et Merilees (1980) ont sondé 97 montagnes et les ont toutes classifiées en fonction de la qualité de l'habitat pour les marmottes. La dernière « nouvelle » colonie de marmottes sauvages a été découverte en 1985. La probabilité de découvrir de nouvelles parcelles d'habitat occupées est élevée, surtout en raison des remises en liberté récentes et de l'utilisation de la radiotélémesure. Cependant, la probabilité de découvrir de nouvelles populations importantes de marmottes ou des parcelles d'habitat de grande superficie est faible.

Des dénombrements annuels systématiques des populations ont commencé en 1979 (Munro *et al.*, 1985). Les marmottes ont été classifiées comme adultes, jeunes de plus de 1 an ou nouveau-nés (jeunes de l'année), selon leur taille et leur pelage (Bryant, 1996). L'intensité et l'étendue des relevés variaient d'une année à l'autre. C'est en 1975 que les activités de recherche ont été les plus modestes, avec une seule colonie visitée en une seule journée, et en 1997 qu'elles ont été les plus importantes, avec 242 visites à 37 colonies. Les dénombrements des populations, qui s'échelonnent sur 34 ans, ont permis de recueillir des données sur les nombres minimums d'adultes, de jeunes de plus d'un an et de nouveau-nés dans 49 colonies et 1 569 combinaisons site-année.

Bryant et Janz (1996) ont estimé l'exactitude de ces relevés en comparant les résultats bruts des dénombrements aux effectifs connus de marmottes de 5 colonies étudiées intensivement dans lesquelles la majorité des individus avaient été marqués à l'oreille (Bryant, 1996). Ils ont conclu que l'efficacité des dénombrements est très variable. Les jours où les conditions climatiques étaient excellentes, où les observateurs étaient expérimentés et où le nombre d'individus marqués était connu, les taux de détection allaient de 100 p. 100 à 0 p. 100. Les colonies moins peuplées sont plus faciles à dénombrer que les plus peuplées, et l'efficacité peut aussi varier suivant l'heure du jour, le matin étant généralement un meilleur moment que l'après-midi. Les marmottes étaient de plus en plus difficiles à détecter après août (tant en raison de la croissance de la végétation que du changement dans les habitudes). Les femelles reproductrices qui ont des petits sont enclines à se montrer assez prévisibles, tandis que les mâles et les individus de deux ans, qui effectuent de plus grands déplacements quotidiens, le sont moins. Bien qu'il faille plus de 9 visites pour dénombrer la quasi-totalité des marmottes d'une colonie, de 2 à 4 dénombrements permettent habituellement de détecter de 65 à 75 p. 100 des individus présents (figure 3).

Se fondant sur cette analyse, Bryant et Janz (1996) ont conclu que, pour les sites visités une fois, les observateurs ont probablement dénombré de 40 à 60 p. 100 des adultes effectivement présents, selon le moment de l'année. Pour la plupart des combinaisons site-année (2 visites ou plus en juin et juillet), les observateurs ont probablement vu de 66 à 78 p. 100 des adultes et de 75 à 89 p. 100 des jeunes. En raison des différences dans la couverture, la visibilité, l'expérience des observateurs et l'intensité des dénombrements, les limites de confiance de ces estimations ne sont pas fiables.

Les relevés ont évolué au fil du temps, tant par l'utilisation accrue de la télémétrie qu'en raison du déclin des populations. Il est plus facile de dénombrer un petit nombre de marmottes munies d'un radioémetteur à un site donné que de les dénombrer si leur nombre dépasse 30 et qu'elles ne sont pas marquées, ou de lire les étiquettes d'oreille avec une lunette d'observation (Bryant, 1996). De fait, l'efficacité des dénombrements s'est accrue au fil du temps et les estimations démographiques faites depuis 2000 sont susceptibles de s'approcher d'un recensement réel.

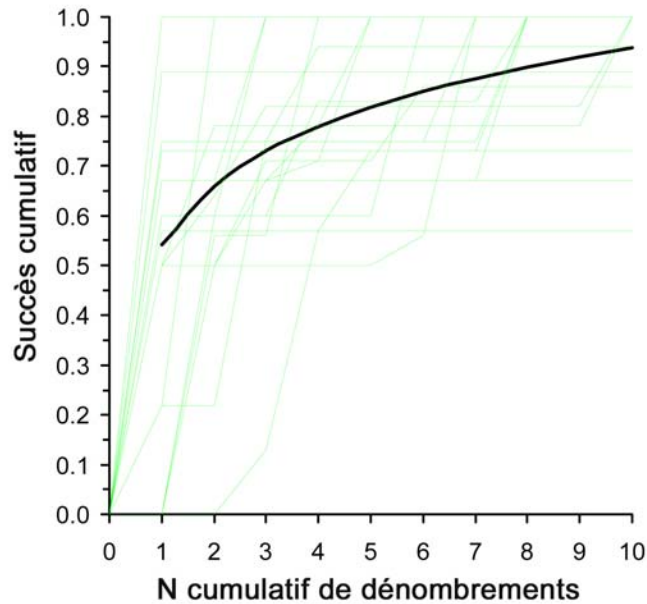


Figure 3. Exactitude des dénombrements de marmottes. Les valeurs transformées des dénombrements quotidiens effectués aux colonies pour lesquelles l'abondance des adultes était connue ont été échantillonnées une nouvelle fois de manière aléatoire pour créer 100 essais de 10 dénombrements chacun (à des fins de clarté, les résultats de seulement 25 essais sont présentés). La courbe de succès cumulatif (trait gras) a été ajustée au moyen d'une régression linéaire (transformation logarithmique des valeurs de x, pente = 0,397 et constante = 0,540). En moyenne, 2 dénombrements permettaient la détection de 66 p. 100 des adultes réellement présents, mais 9 étaient nécessaires pour en détecter plus de 90 p. 100 (Bryant et Janz, 1996).

## Abondance

Comme l'intensité et la couverture des dénombrements varient, les dénombrements annuels bruts ne sont pas particulièrement révélateurs. Les premières mesures visant à « corriger » les résultats de ces dénombrements se fondaient sur le calcul des rapports entre les individus observés et les individus attendus ainsi que sur un facteur de correction établi en fonction de la mesure prise pour effectuer le dénombrement (Bryant, 1997). Récemment, une régression à pondération locale (Cleveland, 1979) a été utilisée pour interpoler les valeurs manquantes, au moyen de données propres aux colonies recueillies au cours d'années antérieures et celles subséquentes, au même site (Bryant, 2000). Cette méthode permet d'éviter de poser l'hypothèse que les tendances de colonies échantillonnées reflètent les tendances de colonies n'ayant pas été visitées au cours d'une année donnée. Environ 29 p. 100 des valeurs démographiques propres à un site résultantes (une « marmotte-année » équivaut à une marmotte observée vivante à un site pendant une année donnée) ont dû être interpolées. L'intensité et la couverture de l'échantillonnage ont été particulièrement bonnes de 1980 à 1986 ( $n = 1\ 285$  marmottes-années, 9 p. 100 interpolées) et de 1995 à 2006 ( $n = 565$  marmottes-années, 4 p. 100 interpolées). La couverture et l'intensité de l'échantillonnage étaient relativement faibles avant 1980 ( $n = 791$  marmottes-années, 73 p. 100 interpolées) et de 1987 à 1994 ( $n = 1\ 231$  marmottes-années, 36 p. 100 interpolées).

Un facteur de correction fondé sur l'intensité des dénombrements a été appliqué à l'ensemble des valeurs réelles et interpolées propres aux colonies en vue d'obtenir des abondances probables de marmottes (figure 4). Le facteur de correction oscillait entre 1,19 et 1,66 (moyenne = 1,40, proche de la valeur pour les marmottes alpines, soit 1,25; Cortot *et al.*, 1996). Comme les jeunes de l'année émergent habituellement en juillet, les observateurs disposent de peu de temps pour répéter les dénombrements, et la même méthode ne peut être employée. Un multiplicateur constant (1,20) a plutôt été utilisé, établi en divisant la taille moyenne de la portée dans cinq colonies étudiées intensivement par la taille moyenne de la portée des colonies pour lesquelles les dénombrements avaient été répétés moins souvent et dans lesquelles un certain nombre de nouveau-nés était susceptible d'avoir échappé aux observateurs (Bryant, 1998).

Cette méthode ne modifie pas de façon importante les estimations précédentes sur la taille des populations ou les dynamiques récentes (Bryant et Janz, 1996). Composée d'environ 100 à 150 individus dans les années 1970, la population de marmottes de l'île de Vancouver a augmenté ses effectifs à un total de 300 à 350 individus au milieu des années 1980, en grande partie par la colonisation d'au moins 10 sites de coupe à blanc (Bryant, 1998). Certaines années, il y avait plus de marmottes dans ces habitats que dans les prés subalpins naturels. Les marmottes vivant dans les habitats naturels ont subi des déclinés alors que les effectifs de celles vivant dans les coupes à blanc continuaient d'augmenter.

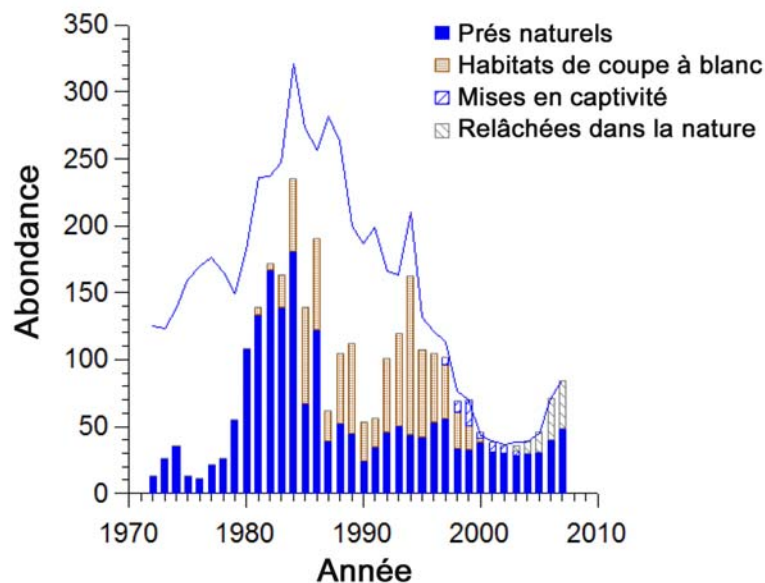


Figure 4. Résultats des dénombrements annuels et nombres probables de marmottes sauvages de 1972 à 2007. Les données sur les nouveau-nés et les adultes ont été mises en commun. La ligne pleine représente l'abondance annuelle estimée à la suite d'une interpolation propre aux colonies et de l'utilisation d'un facteur de correction fondé sur le nombre de répétitions des dénombrements par combinaison site-année. Il est à noter que les estimations réelles et interpolées fusionnent après 2000 en raison d'une utilisation accrue de la télémétrie.

Les activités de rétablissement continues ont eu une influence sur l'abondance des individus sauvages puisque 56 marmottes nées dans la nature ont été prélevées entre 1997 et 2004, en vue d'établir une population en captivité (Bryant, 2005). La plupart des individus capturés étaient des nouveau-nés ( $n = 31$ ) ou des jeunes de plus de 1 an ( $n = 8$ ), suivant l'hypothèse que des marmottes plus jeunes s'habitueraient plus aisément à la captivité. L'intention était aussi de perturber le moins possible les colonies sauvages en ne prélevant pas d'adultes reproducteurs. Les marmottes vivant dans les coupes à blanc furent préférentiellement ciblées ( $n = 30$ ). Ainsi, les activités de gestion ont été partiellement responsables du déclin des populations entre 1997 et 2004. Les effectifs des populations sauvages ont été augmentés à la fois par la mise en liberté de marmottes nées en captivité et par la transplantation de marmottes nées dans la nature venant d'autres colonies dans le but de fournir un partenaire aux individus solitaires (tableau 2). En date de 2007, des portées avaient été signalées pour au moins quatre marmottes nées en captivité et trois marmottes transplantées.

**Tableau 2. Quantité de marmottes mises en captivité, transplantées et mises en liberté chaque année. Adapté de Bryant (2007).**

Année	Mises en captivité <sup>1</sup>			N capturées lorsque jeunes	Transplantées <sup>2</sup>		Mises en liberté <sup>3</sup>			N capturées une seconde fois
	♂	♀	Total		♂	♀	♂	♀	Total	
1996			-		3	3			6	
1997	2	4	6	2♀					-	
1998	6	2	8	3♂					-	
1999	9	10	19	6♂, 4♀					-	
2000	3	2	5	2♂, 2♀		2			2	1♀
2001	3	4	7	2♂, 3♀	1				1	
2002	4	2	6	2♂, 2♀					-	
2003	4		4	2♂	2		2	2	6	1♀
2004		1	1	1♀			5	4	9	
2005			-				11	4	15	
2006			-				20	11	31	1♂
Totaux	31	25	56	17♂, 14♀	6	5	38	21	70	1♂, 2♀

Notes :

- 1) Marmottes nées dans la nature (à l'exception de trois marmottes recapturées après leur mise en liberté initiale).
- 2) Marmottes nées dans la nature ayant passé peu ou pas de temps en captivité avant leur remise en liberté.
- 3) Marmottes nées en captivité ou dans la nature ayant passé au moins un hiver en captivité avant leur mise en liberté.

## Fluctuations et tendances

La taille des colonies de marmottes de l'île de Vancouver fluctue d'une année à l'autre. Alors que la tendance de la population totale est généralement négative depuis le milieu des années 1980, des colonies montraient des trajectoires démographiques divergentes (figure 5). Par exemple, l'effectif de la colonie du sommet du mont Green est demeuré relativement stable jusqu'au début des années 2000, alors que les colonies plus peuplées (Heard, 1977; Milko, 1984) du lac Haley et du ruisseau Bell ont subi des déclin spectaculaires après 1994. La population du site de coupe à blanc des « west roads » du pic Butler est passée de deux individus en 1982 à plus de 30 en 1988, puis a rapidement chuté et frôlé l'extinction en 2000, lorsque le dernier survivant a été transplanté.

Diverses causes expliquent les tendances démographiques propres aux colonies. Des « poussées » de natalité se produisent parce que la plupart des colonies sont petites (Bryant et Janz, 1996) et que les femelles adultes n'ont pas de portées tous les ans (Bryant, 2005). Des fluctuations se produisent également en raison des changements dans les taux de survie et de dispersion. La colonie du lac Haley, par exemple, s'est appauvrie rapidement de 1994 à 1996. Au cours de la même période, la population de la coupe à blanc K44A du mont Green et celle de la coupe à blanc du lac Sherk ont augmenté leurs effectifs après l'arrivée de nouveaux immigrants. Dans la plupart des colonies, les déclin ne sont pas survenus au cours des mêmes années. Toutefois, les taux de survie propres aux colonies étaient spatialement corrélés, c'est-à-dire que les colonies très proches montraient souvent des tendances similaires (Bryant, 2000).

La colonisation des habitats de coupe à blanc durant les années 1980 a provoqué des changements majeurs dans les densités locales de marmottes. La plupart des cas de colonisation se sont produits dans un rayon de 1 à 2 kilomètres de colonies naturelles déjà existantes (Bryant, 1998), et la plupart des nouvelles colonies sont devenues beaucoup plus peuplées que celles des habitats naturels adjacents. Les densités des populations locales ont augmenté, atteignant plus de 20 marmottes par km<sup>2</sup> au centre de l'aire de répartition (figure 6).

Au milieu des années 1980, plus de la moitié des populations connues de marmottes vivait sur quatre montagnes voisines, la majorité des individus vivant dans les coupes à blanc du pic Butler, du lac Haley, du pic Gemini et du mont Green. Bryant (1998) a avancé que les fortes densités locales attiraient les prédateurs. Le suivi récent de cougars et de loups munis d'un radioémetteur appuie cette hypothèse, car les données semblent indiquer que certains individus retournent à maintes reprises chasser dans les mêmes prés (D. Doyle, comm. pers.).

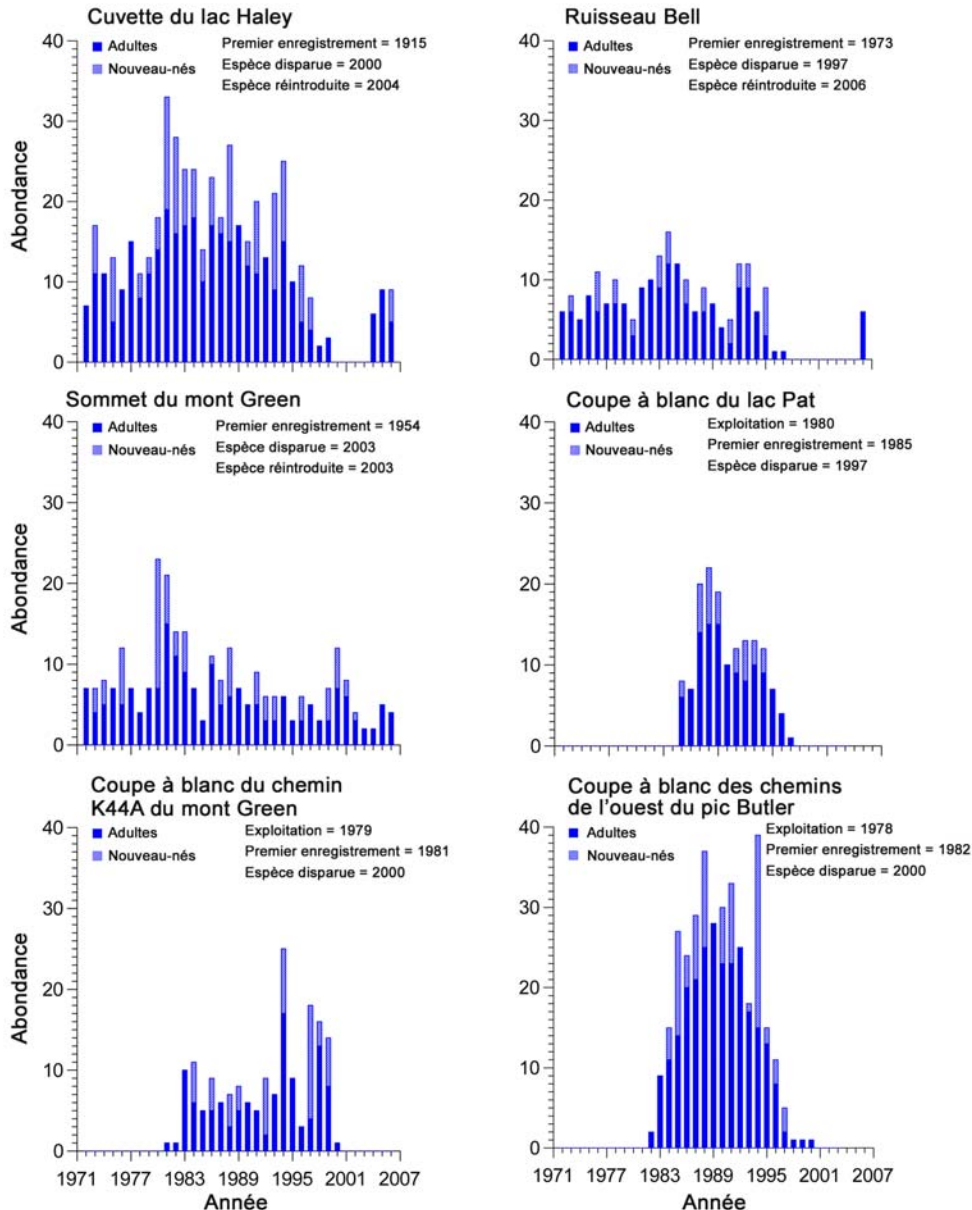


Figure 5. Tendances des populations dans six colonies bien étudiées, 1972 à 2006. Les données représentent soit le plus élevé des comptes quotidiens de marmottes enregistrés dans une année, soit le nombre de marmottes recensées vivantes par des activités de marquage et de recapture ou par la radiotélémétrie. Aucun facteur de correction n'a été appliqué. Données mises à jour tirées de Bryant et Janz (1996) et de Bryant (1998). (A. Bryant non-publié)

Lors de l'effondrement de la population de marmottes dans les années 1990, les zones les plus densément peuplées étaient souvent les premières à enregistrer des déclin. La colonie du lac Haley (Heard, 1977; Bryant, 1996) est passée de 25 à 10 individus en 1994-1995. La colonie la plus peuplée jamais recensée (39 individus dans la coupe à blanc des « west roads » du pic Butler en 1994) a été réduite à 15 individus en 1995. Inversement, les colonies de prés naturels peu denses et situées hors du voisinage de colonies vivant dans des coupes à blanc étaient plus susceptibles



de persister. Au début des années 2000, l'effectif total des marmottes de la région des lacs Nanaimo avait chuté à quelque 30 individus, la plupart vivant dans des colonies naturelles peu peuplées à la périphérie de leur aire de répartition géographique.

Au cours des 16 dernières années (de 1991 à 2007), soient 3 générations de marmottes, l'effectif présumé de la population totale est passé de quelque 195 individus à environ 85 individus (figure 4); un déclin de 56 p. 100. Cependant, parce que les marmottes relâchées sont exclues de l'évaluation, le déclin sur 3 générations est estimé à près de 80 p. 100. Au cours des 3 dernières années, les effectifs ont augmenté (figure 4). Il existe actuellement environ 150 marmottes en captivité, mais elles ne font pas partie de l'évaluation.

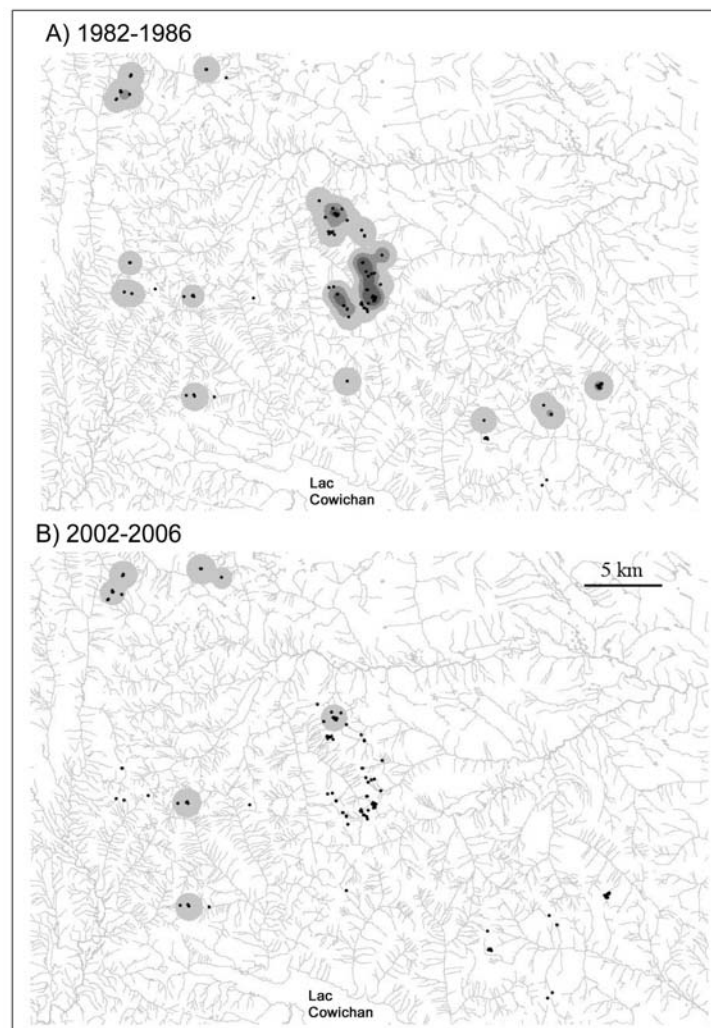


Figure 6. Changements dans la densité et la répartition des marmottes dans la région des lacs Nanaimo. La région illustrée est d'une superficie de 1 127 km<sup>2</sup>. Sont indiquées les densités moyennes d'adultes sur deux périodes de cinq ans. Les zones ombragées correspondent, de la plus pâle à la plus foncée, à des densités faibles (de 0,1 à 5 adultes/km<sup>2</sup>), moyennes (de 5,1 à 10 adultes/km<sup>2</sup>) et élevées (de 10,1 à 20 adultes/km<sup>2</sup>). Chaque point représente un terrier de reproduction ou d'hibernation connu ayant été vérifié durant la période allant de 1972 à 2006. (A. Bryant non-publié)

## Immigration de source externe

Il n'y a aucune possibilité d'immigration de source externe puisque la marmotte de l'île de Vancouver n'existe nulle par ailleurs.

## FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES

La plus grande menace immédiate à laquelle font face les marmottes de l'île de Vancouver est la prédation, que l'on croit être également la cause immédiate des déclinés récents des populations (Bryant et Page, 2005). Les résultats des dénombrements et des activités de marquage et de recapture laissent croire que les taux annuels de survie ont chuté depuis les années 1980 (figure 7). Les pertes enregistrées par les colonies étaient souvent spectaculaires au cours d'années données, et les taux de survie propres aux colonies étaient spatialement corrélés (Bryant, 2000).

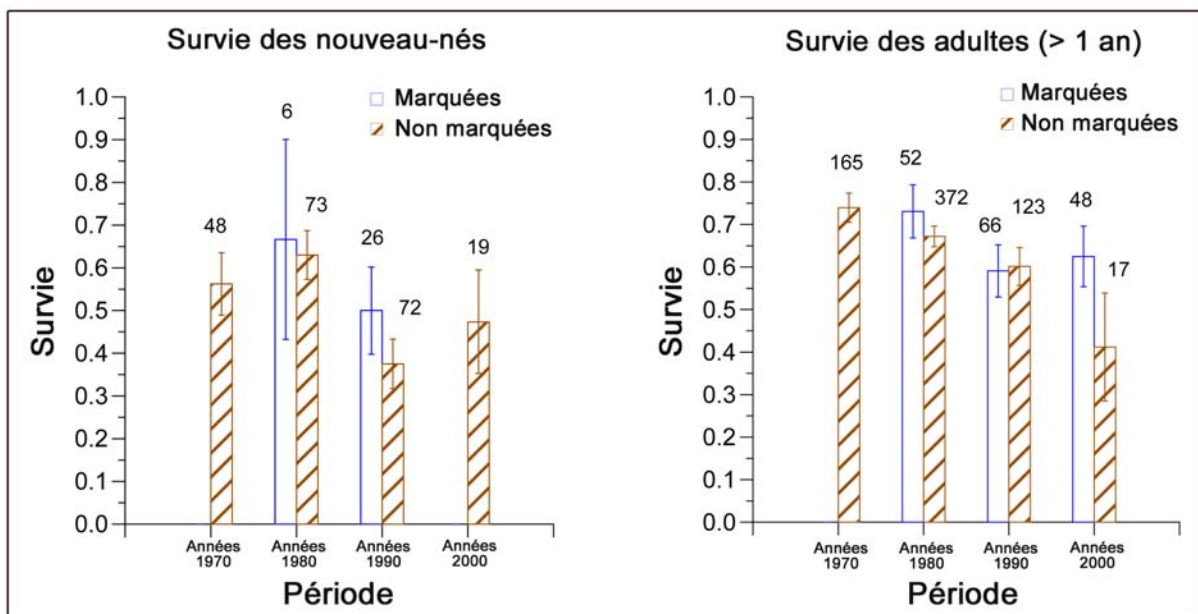


Figure 7. Changements dans la survie des marmottes dans la région des lacs Nanaimo au fil des années. Les valeurs présentées sont des moyennes (erreur-type) et ne concernent que les colonies des prés naturels. La quantité de marmottes observées vivantes au cours d'une année donnée (marmottes-année) des individus marqués et non marqués est présentée. Les marmottes transplantées ou celles ayant été gardées en captivité, puis mises en liberté, sont exclues. (A. Bryant non-publié)

Les indices d'abondance des cougars et des loups sur l'île de Vancouver ont augmenté de façon spectaculaire depuis le début des années 1980 (données inédites; Ministry of Environment de la Colombie-Britannique; Archibald *et al.*, 1991), suivant peut-être les populations de cerfs (Bunnell, 1990; Bryant et Page, 2005). L'augmentation de la prédation de marmottes peut aussi refléter une réaction

fonctionnelle des prédateurs. Les prédateurs pourraient avoir chassé plus souvent, ou plus efficacement, dans les habitats naturels entourés de coupes à blanc qui étaient aussi fréquentés par des marmottes (Bryant, 1998).

L'impact des maladies sur les marmottes est mal compris, mais potentiellement important. La perte de colonies établies à North Hooper (1982-1983) et au pic Gemini (1986-1987), conjuguée à l'effondrement observé des populations du lac Haley et du pic Butler, laisse croire à des cas de mortalité épisodiques. Ces cas sont compatibles avec une hypothèse de prédation localisée, mais ils pourraient aussi être l'expression de maladies (Bryant, 2000).

Bien que les marmottes de l'île de Vancouver soient les hôtes d'une variété de parasites, dont les puces, les nématodes, les ténias, les otodectes et les coccidies, rien ne permet d'affirmer que les parasites ont une incidence considérable sur les populations. Quatre des six individus prélevés dans des colonies différentes et relocalisés à un site historique vacant en 1996 sont morts pendant qu'ils hibernaient, peut-être d'une infection bactérienne (Bryant *et al.*, 2002). La gale chronique a été diagnostiquée au mont Washington.

La consanguinité peut abaisser les taux de reproduction ou de survie. La vulnérabilité des marmottes de l'île de Vancouver à une dépression de consanguinité ou à une dérive génétique n'est pas claire. Comme les populations sont sans doute demeurées faibles depuis de nombreuses générations, il se peut que les fardeaux génétiques délétères aient été purgés (Janz *et al.*, 2000). Rien ne démontre que les taux de reproduction aient été réduits par une dépression génétique (Bryant, 2005), bien qu'un couple de marmottes sauvages mis en captivité ait donné naissance à deux petits de portées distinctes, frappés d'anomalies congénitales (M. McAdie, comm. pers.).

Les marmottes de l'île de Vancouver sont des hibernants obligatoires et requièrent des conditions microclimatiques spécifiques. Les changements climatiques pourraient avoir des effets sur la période d'hibernation (Inouye *et al.*, 2000), et la survie des marmottes hibernantes pourrait être l'expression des conditions d'enneigement (Van Vuren et Armitage, 1991; Barash, 1989). Les marmottes pourraient devenir plus vulnérables à la prédation si elles demeurent actives plus longtemps durant l'automne ou si elles émergent plus tôt au printemps. Les données de radiotélémétrie n'indiquent aucun changement significatif dans la période d'hibernation depuis les premiers enregistrements de 1992 (Bryant et McAdie, 2003).

L'étendue et la répartition de l'habitat de la marmotte de l'île Vancouver semblent limitées par les conditions climatiques (Milko, 1984; Milko et Bell, 1986). Les changements climatiques pourraient modifier l'habitat de la marmotte. En réaction au climat, les limites forestières des montagnes de l'ouest de l'Amérique du Nord se sont déplacées au cours des 10 000 dernières années (Rochefort *et al.*, 1994). Une étude récente du pollen recueilli dans des habitats subalpins naturels de marmottes concorde avec l'hypothèse selon laquelle les habitats des marmottes étaient beaucoup plus

étendus dans le passé préhistorique récent (Hebda *et al.*, 2005). Les auteurs de cette étude concluaient également que le réchauffement climatique pourrait augmenter la disponibilité des habitats naturels. De tels changements climatiques à long terme expliquent probablement certains des enregistrements paléontologiques et archéologiques de marmottes trouvées bien en dehors de leur zone d'occurrence historique (Calvert et Crockford, 1983; Nagorsen *et al.*, 1996).

La disponibilité de l'habitat des marmottes pourrait également avoir été influencée par les changements naturels qui se sont produits dans la végétation à différentes périodes historiques (c'est-à-dire depuis 1900). Les 100 dernières années ont été marquées par un climat plus chaud et plus sec, qui a entraîné un envahissement des prés subalpins par les arbres dans la plupart des montagnes de l'Ouest, y compris les Cascades, les Olympic et celles composant la chaîne Côtière méridionale. Mesurant les anneaux de croissance d'arbres provenant de colonies de marmottes historiques et existantes, Laroque (1998) a constaté qu'au moins 2 sites (le pic Gemini et le mont Green) avaient été envahis par les arbres en une période de seulement quelques décennies. En revanche, dans le parc provincial Strathcona, d'où les marmottes semblent avoir disparu il y a environ de 20 à 40 ans, la majorité des arbres situés à plus de 1 000 m d'altitude sont âgés de plus de 800 ans; il y a peu de signes d'un envahissement récent par les arbres malgré le chevauchement étroit des sites d'étude des anneaux de croissance avec les signalements de marmottes (par exemple, au canyon Cruikshank, au lac Circllet, à la crête Greig et à la crête Philips; C. Laroque, University of Victoria, comm. pers.).

Le rôle du feu dans la création et le maintien de l'habitat des marmottes n'est pas clairement établi, mais ce processus est probablement important à certains sites. Les intervalles entre les feux sont relativement courts (moins de 300 ans) dans la portion sud-est de l'île de Vancouver et beaucoup plus longs (de 700 à 3 000 ans) dans les régions occidentales et centrales (Laroque, comm. pers.; Lertzman *et al.*, 1998).

La succession qui a suivi l'exploitation des coupes à blanc a eu un effet important sur les colonies de marmottes. Les 10 colonies des coupes à blanc décrites par Bryant (1996 et 1998) avaient toutes disparu en 2000. La survie maximale d'une colonie dans une coupe à blanc était de 19 ans (de 1981 à 2000; route K44a). La survie moyenne des colonies dans les coupes à blanc était de 10 ans (étendue = de 5 à 19 ans), soient 2 ou 3 générations de marmottes. Certaines des données recueillies par Bryant (1996 et 1998) indiquent que la survie dans les habitats artificiels était légèrement inférieure à celle dans les habitats de prés subalpins naturels. Il semble probable que les coupes à blanc aient été des gouffres pour les populations puisque la succession des stades forestiers a vite rendu les conditions de l'habitat inadéquates. Dans les 10 coupes à blanc colonisées par des marmottes, 6 populations ont disparu après que la dernière marmotte solitaire ou les dernières marmottes survivantes aient été « secourues » à des fins de transplantation ou d'élevage en captivité (lac Sherk, lac Pat, mont Franklin, route D13e, route K44a et « west roads » du pic Butler).

Les effets possibles des polluants perturbant le système endocrinien ont été abordés (Lichota *et al.*, 2004). Les niveaux d'exposition actuels semblent peu susceptibles de constituer un risque pour la santé. Des données publiées (Bryant, 1996, 1998 et 2005) indiquent que les taux de reproduction des marmottes de l'île de Vancouver n'ont pas diminué avec le temps, et qu'ils sont comparables à ceux d'autres espèces de marmottes alpines. Rien ne démontre que la capacité de reproduction est moindre. Toutefois, tout semble indiquer (Bryant, 1998 et 2000; Bryant et Page, 2005) que les taux de survie sont plus faibles que ceux observés durant les années 1980.

## **IMPORTANCE DE L'ESPÈCE**

La marmotte de l'île de Vancouver est l'une des cinq espèces de mammifères terrestres endémiques au Canada (Wilson et Reeder, 1993). Elle est probablement le mammifère le plus gravement menacé d'extinction au Canada.

## **PROTECTION ACTUELLE OU AUTRES DÉSIGNATIONS DE STATUT**

En avril 1978, la situation du *M. vancouverensis* a été évaluée et l'espèce a été désignée « en voie de disparition » par le Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada (ancien nom du COSEPAC) (Shank, 1999). Ce statut a été confirmé de nouveau en avril 1997 et en mai 2000, la dernière évaluation étant fondée sur l'application de critères quantitatifs au rapport de 1997. L'espèce est inscrite à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Elle est également désignée « en voie de disparition » (*endangered*) en vertu de la *Wildlife Act* de la Colombie-Britannique (1980) (Munro *et al.*, 1985) et de l'*Endangered Species Act* des États-Unis (Federal Register, 23 janvier 1984). L'Union mondiale pour la nature a par ailleurs désigné l'espèce « menacée d'extinction » (*endangered*) (Groombridge et Mace, 1994).

## RÉSUMÉ TECHNIQUE

### ***Marmota vancouverensis***

Marmotte de l'île de Vancouver

Vancouver Island marmot

Répartition au Canada : île de Vancouver, Colombie-Britannique

### **Données démographiques**

Durée d'une génération (âge moyen des parents dans la population)	5,28 années (écart-type = 1,65, n=297 femelle-années)
<i>Tendance et dynamique de la population</i>	
Pourcentage observé de la réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois dernières générations	Sans activité de réintroduction, 80 %.
Pourcentage prévu de la réduction du nombre total d'individus matures au cours des dix prochaines années	À l'exception des activités de réintroduction, l'analyse d'une table de survie laisse croire à un lambda de 0,89 (annexe 1)
Pourcentage observé de la réduction du nombre total d'individus matures au cours d'une période de dix ans, couvrant une période antérieure et ultérieure	Inconnu
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles?	Non
Est-ce que les causes du déclin sont clairement comprises?	Non
Est-ce que les causes du déclin ont effectivement cessé?	Non
Tendance observée du nombre de populations	En déclin : de moins de 35 à 5, en 25 ans.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non

### **Nombre d'individus matures dans chaque population (automne 2007)**

<b>Population</b>	<b>N<sup>bre</sup> individus matures</b>
Mont Moriarty = 6 marmottes attendues = 6 en vie, le 30 avril (1 marmotte sortie d'hibernation)	
Mont Green = 4 attendues, minimum = 2 en vie, le 30 avril	
Pic Gemini = 5 attendues, minimum = 2 en vie, le 30 avril	
Ruisseau Bell = 5 attendues, minimum=5 en vie, le 2 mai (3 sorties d'hibernation)	
Lac Haley = 5 attendues, minimum = 5 en vie, le 30 avril (5 sorties d'hibernation)	
Pic Butler = 5 attendues, minimum = 4 en vie, le 4 mai	
Big Ugly = 2 attendues, minimum = 2 en vie, le 30 avril	
Mont Heather = 2 attendues, minimum = 1 en vie, le 30 avril	
Mont Hooper = 1 attendue, minimum = 1 en vie, le 30 avril	
Mont Washington = 11 attendues, minimum = 10 en vie, le 4 mai (2 sorties d'hibernation)	
TOTAL = Environ de 25 à 30 marmottes adultes nées dans la nature, plus celles nées en captivité	
Total	Environ de 25 à 30 marmottes adultes nées dans la nature

### Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence (km <sup>2</sup> )	170 km <sup>2</sup>
Tendance observée dans la zone d'occurrence	En croissance grâce aux activités de réintroduction
Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occurrence?	Non
Superficie estimée de la zone d'occupation (km <sup>2</sup> )	Inférieure ou égale à 5 km <sup>2</sup>
Tendance observée dans la zone d'occupation	En croissance grâce aux activités de réintroduction
Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occupation?	Non
La population totale est-elle très fragmentée?	Non
Nombre d'emplacements actuels	10
Tendance du nombre d'emplacements	En croissance grâce aux réintroductions
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'emplacements?	Non
Tendance observée de la qualité de l'habitat	Stable

### Analyse quantitative

0,00 % de probabilité de disparition du pays depuis des années
--

### Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou les habitats)

Prédation, possiblement la consanguinité.
---

### Immigration de source externe

L'espèce existe-t-elle ailleurs (au Canada ou à l'extérieur)? L'espèce est endémique au Canada. Il existe un programme de reproduction en captivité, actuellement, <i>n</i> est supérieur à 140; le lambda est de 1,31, et de 30 à 50 marmottes sont relâchées par année.	
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Non
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Sans objet
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Sans objet
La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle?	Sans objet

### Statut existant

<b>COSEPAC : En voie de disparition (avril 1978)</b>  En voie de disparition (avril 1997) En voie de disparition (mai 2000) En voie de disparition (avril 2008)  <b>Province de la Colombie-Britannique : <i>Endangered Species Act</i> des États-Unis; UICN : Menacée d'extinction (<i>endangered</i>)</b>
---

### Statut et justification de la désignation

<b>Statut :</b> En voie de disparition	<b>Code alphanumérique :</b> A2a; C2a(i); D1
<b>Justification de la désignation :</b> On compte moins de 30 individus matures de cette espèce endémique au Canada nés dans la nature qui sont toujours à l'état sauvage. Malgré le succès initial évident des activités de réintroduction, la population sauvage de cette espèce demeure extrêmement petite et elle pourrait faire l'objet d'événements stochastiques. Les cas permanents de prédation demeurent nombreux et la consanguinité, ainsi que les changements climatiques, constituent des menaces potentielles.	

### Applicabilité des critères

<b>Critère A</b> (Déclin du nombre total d'individus matures) : La population totale a connu un déclin de l'ordre de 80 % au cours des trois dernières générations, si l'on exclut les marmottes élevées en captivité qui ont été relâchées. À l'heure actuelle, il est probable que le déclin de la population totale continue si l'on ne maintient pas la réintroduction des marmottes élevées en captivité.
<b>Critère B</b> (Petite aire de répartition, et déclin ou fluctuation) : Bien que l'aire de répartition soit très petite, il se peut que le déclin ne soit pas permanent (si l'on tient compte des activités de réintroduction – sinon, l'analyse d'une table de survie laisse croire à un lambda de 0,89) et il n'existe aucune fluctuation extrême. On ne peut considérer la population comme étant très fragmentée parce qu'il existe une dispersion entre les colonies des lacs Nanaimo – cependant, celles du mont Washington sont complètement isolées.
<b>Critère C</b> (Petite population et déclin du nombre d'individus matures) : On ne compte qu'environ de 20 à 30 individus matures. Ils seraient en déclin s'il n'y avait pas d'activités de réintroduction, et toutes les populations sont extrêmement petites.
<b>Critère D</b> (Très petite population ou aire de répartition limitée) : Il existe moins de 30 d'adultes.
<b>Critère E</b> (Analyse quantitative) : Sans objet.



## REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Un grand nombre de personnes et d'organismes ont aidé au rassemblement des données dans le domaine et ont fourni des analyses sur une période dépassant 30 ans. L'Équipe de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver ainsi que la Fondation pour le rétablissement de la marmotte ont fourni également un certain appui au rédacteur de présent rapport de situation.

## SOURCES D'INFORMATION

- Archibald, W.R., D. Janz et K. Atkinson. 1991. Wolf control: a management dilemma, *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* 56: 497-511
- Barash, D.P. 1989. *Marmots: social behavior and ecology*, Stanford University Press, Stanford (Californie), 360 p.
- Blumstein, D.T. 1999. Alarm calling in three species of marmots, *Behaviour* 136: 731-757.
- Blumstein, D. T., J.C. Daniel et A.A. Bryant. 2001. Anti-predator behavior of Vancouver Island marmots: using congeners to evaluate abilities of a critically endangered mammal, *Ethology* 107: 1-14.
- Blumstein, D.T., B.-D. Holland et J.C. Daniel. 2006. Predator discrimination and 'personality' in captive Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*), *Animal Conservation* 9: 274-282.
- Bryant, A.A. 1990. Genetic variability and minimum viable populations in the Vancouver Island marmot *Marmota vancouverensis*, thèse de maîtrise en design de l'environnement, University of Calgary, Calgary (Alberta), 101 p.
- Bryant, A.A. 1993. Locations of potential Vancouver Island marmot habitats within Strathcona Provincial Park, rapport inédit à BC Parks, Parksville (Colombie-Britannique), 7 p. et 6 cartes.
- Bryant, A.A. 1996. Reproduction and persistence of Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*) in natural and logged habitats, *Canadian Journal of Zoology* 74: 678-687.
- Bryant, A.A. 1997. Updated status report on the Vancouver Island marmot (*Marmota vancouverensis*) in Canada, Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada (CSEMDC), Ottawa (Ontario).
- Bryant, A.A. 1998. Metapopulation ecology of Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*), mémoire de doctorat, University of Victoria, Victoria (Colombie-Britannique), 125 p.
- Bryant, A.A. 2000. Relative importance of episodic versus chronic mortality in the decline of Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*), pages 189-195, in L.M. Darling (éditeur), *Proceedings of a conference on the biology and management of species and habitats at risk*, Kamloops (Colombie-Britannique), du 15 au 19 février 1999), Volume I, Ministry of Environment, Lands and Parks de la Colombie-Britannique et University College of the Cariboo, Victoria (Colombie-Britannique).

- Bryant, A.A. 2005. Reproductive rates of wild and captive Vancouver Island Marmots (*Marmota vancouverensis*), *Canadian Journal of Zoology* 83: 664-673.
- Bryant, A.A. 2007. Recovery efforts for Vancouver Island marmots, Canada, pages 30-32, in p.S. Soorae (éditeur), Re-introduction News, Newsletter of the IUCN/SSC Re-Introduction Specialist Group, Abou Dhabi, Émirats arabes unis, no 26, 60 p.
- Bryant, A.A., et D.W. Janz. 1996. Distribution and abundance of Vancouver Island Marmots (*Marmota vancouverensis*), *Canadian Journal of Zoology* 74: 667-677.
- Bryant, A.A., et M. McAdie. 2003. Hibernation ecology of wild and captive Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*), pages 159-166, in R. Ramousse, D. Allaine et M. Le Berre (éditeurs), Adaptive Strategies and Diversity in Marmots, International Marmot Network, Lyon, FRANCE.
- Bryant, A.A., et R.E. Page. 2005. Timing and causes of mortality in the endangered Vancouver Island Marmot (*Marmota vancouverensis*), *Canadian Journal of Zoology* 83: 674-682.
- Bryant, A.A., H.M. Schwantje et N.I. deWith. 2002. Disease and unsuccessful reintroduction of Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*), pages 101-107, in K.B. Armitage et V.U. Rumianstev (éditeurs), Holarctic Marmots as a Factor of Biodiversity, ABF Publishing House (Moscow), 411 p.
- Bunnell, F.L. 1990. Ecology of black-tailed deer. In Deer and elk habitats in coastal forests of southern British Columbia, édité par J.B. Nyberg et D.W. Janz, Ministry of Forests de la Colombie-Britannique et Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), p. 31-65.
- Calvert, G., et S. Crockford. 1983. Analysis of faunal remains from the Shoemaker Bay site, pages 174-219, in A.D. MacMillan et D.E. St. Claire (éditeurs), Alberni prehistory: archeological and ethnographic investigations on western Vancouver Island, Theytus Books, Nanaimo (Colombie-Britannique), 219 p.
- Cardini, A.R.S. Hoffmann et R.W. Thorington jr. 2005. Morphological evolution in marmots (Rodentia, Sciuridae): size and shape of the dorsal and lateral surfaces of the cranium, *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 43: 258-268
- Casimir, D.L. 2005. Reproductive behaviour of Vancouver Island marmots, *Marmota vancouverensis*: conclusions from a conservation breeding program, thèse de maîtrise ès sciences, University of Calgary, Calgary (Alberta), 124 p.
- Caughley, G. 1977. Analysis of vertebrate populations, 1977, John Wiley and Sons, New York (État de New York), 234 p.
- Cleveland, W.S. 1979. Robust locally weight regression and smoothing of scatterplots, *Journal of the American Statistical Association* 74: 829-836.
- Cortot, H., M. Fancou, D. Juan, L. Tron, M. Le Berre et R. Ramousse. 1996. Mise au point d'une méthode de dénombrement des marmottes alpines dans le Parc National des Ecrins., pages 23-28, in M. LeBerre, R. Ramousse et L. Le Guelte (éditeurs), Biodiversité chez les marmottes, Réseau Marmotte International (Moscow-Lyon), 276 p.
- Fonda, R.W., et L.C. Bliss. 1969. Forest and vegetation of the montane and subalpine zones, Olympic Mountains, *Ecological Monographs* 39: 371-301.

- Groombridge, B., et G. Mace. 1994. The 1994 list of threatened animals, Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources (Gland, Switzerland), 286 p.
- Hartl, D.L. 1981. A Primer of Population Genetics, Sinauer Associates, Sunderland (Massachusetts).
- Heard, D.C. 1977. The behavior of Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*), thèse de maîtrise ès sciences, Department of Zoology, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique).
- Hebda, R.J., O. McDadi et D. Mazzucchi<sup>1</sup>. 2005. History of habitat and the decline of the Vancouver Island Marmot (*Marmota vancouverensis*), Proceedings of the Species at Risk 2004 Pathways to Recovery Conference, Victoria (Colombie-Britannique), édité par T.D. Hooper.
- Hood, G. M. (2006) PopTools version 2.7.5. Disponible sur Internet à : <http://www.cse.csiro.au/poptools>.
- Inouye, D.W., B. Barr, K.B. Armitage et B.D. Inouye. 2000. Climate change is affecting altitudinal migrants and hibernating species, Proceedings of the National Academy of Science 97: 1630-1633.
- Janz, D.W., A.A. Bryant, N.K. Dawe, H. Schwantje, B. Harper, D. Nagorsen, D. Doyle, M. deLaronde, D. Fraser, D. Lindsay, S. Leigh-Spencer, R. McLaughlin et R. Simmons. 2000. National Recovery Plan for the Vancouver Island Marmot: 2000 Update, RESCAPE (Rétablissement des espèces canadiennes en péril), Ottawa (Ontario).
- Keeley T., L. Graham, A. Campbell, C. Howell et S. MacDonald. 2003. Reproductive behaviour and endocrinology of the Vancouver Island marmot for use in captive breeding programs, pages 117-122, in R. Ramousse, D. Allaine et M. Le Berre (éditeurs), Adaptive Strategies and Diversity in Marmots, International Marmot Network, Lyon, FRANCE.
- Kruckenhauser, L., W. Pinsker et A.A. Bryant. 2007. Intraspecific microsatellite variation in the highly endangered Vancouver Island marmot (*Marmota vancouverensis*) and implications for conservation genetics, Poster session, Society for Biological Systematics, Vienne, AUTRICHE, du 20 au 23 février 2007.
- Kruckenhauser, L., W. Pinsker, E. Haring et W. Arnold. 1999. Marmot phylogeny revisited: molecular evidence for a diphyletic origin of sociality, *Journal of Zoology, Systematics and Evolutionary Research* 37: 49-56.
- Kuramoto, R.T., et L.C. Bliss. 1970. Ecology of subalpine meadows in the Olympic Mountains, Washington, *Ecological Monographs* 40: 317-347.
- Laroque, C.P. 1998. Tree invasion in subalpine Vancouver Island marmot meadows, rapport inédit au B.C. Environmental research Scholarship Committee, Victoria (Colombie-Britannique), 36 p.
- Laroque, C.P., D.H. Lewis et D.J. Smith. 2001. Treeline dynamics on southern Vancouver Island, British Columbia, *Western Geography* 10: 43-63.
- Lertzman, K, D. Gavin, D. Hallett, L. Brubaker, D. Lepfosky et R. Mathews. 1998. Long-term fire histories and the dynamics of wet coastal forests, pages 93-94, in J.A. Trofymow et A. MacKinnon (éditeurs), Structure, processess and diversity in successional forests of coastal British Columbia, Canadian Forest Service, Victoria (Colombie-Britannique), 151 p.

- Lichota, G.B., M. McAdie et p.R. Ross. 2004. Endangered Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*): sentinels of atmospherically delivered contaminants to British Columbia, Canada, *Env. Tox. Chem.* 23: 402-407
- Martell, A.M., et R.J. Milko. 1986. Seasonal diets of Vancouver Island marmots, *Canadian Field-Naturalist* 100: 241-245.
- Milko, R.J. 1984. Vegetation and foraging ecology of the Vancouver Island marmot (*Marmota vancouverensis*), thèse de maîtrise ès sciences, University of Victoria, Victoria (Colombie-Britannique), 127 p.
- Milko, R.J., et A.M. Bell. 1986. Subalpine meadow vegetation of south central Vancouver Island, *Canadian Journal of Botany* 64: 815-821.
- Munro, W.T. 1979. Status of the Vancouver Island marmot in Canada, Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada, Ottawa (Ontario), 8 p.
- Munro, W.T., D.W. Janz, V. Heinsalu et G.W. Smith. 1985. The Vancouver Island Marmot: status and management plan, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Wildlife Bulletin B-39, Victoria (Colombie-Britannique), 24 p.
- Nagorsen, D.W, G. Keddie et T. Luszcz. 1996. Vancouver Island marmot bones from subalpine caves: archaeological and biological significance, Publication hors série n° 4, Ministry of Environment, Lands and Parks de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), 58 p.
- Nagorsen, D.W. 1987. *Marmota vancouverensis*, *Mammalian Species* 270: 1-5.
- Nagorsen, D.W. 2005. Rodents and lagomorphs of British Columbia, The mammals of British Columbia vol. 4, Royal BC Museum, Victoria (Colombie-Britannique).
- Rochefort, R.M., R.L. Little, A. Woodward et D.L. Peterson. 1994. Changes in the tree-line distribution in western North America: a review of climatic and other factors, *The Holocene* 4: 89-100.
- Routledge, J.D., et W.J Merilees. 1980. The Vancouver Island marmot survey-1979, Vancouver Island Marmot Preservation Committee unpublished report #1, Nanaimo (Colombie-Britannique), 17 p.
- Shank, C.C. 1999. The committee on the status of endangered wildlife in Canada (COSEWIC): a 21-year retrospective, *Canadian Field-Naturalist* 113: 318-341.
- Stephens, p.A., F. Frey-Roos, W. Arnold et W.J. Sutherland. 2002. Model complexity and population predictions: the alpine marmot as a case study, *J. Anim. Ecol.* 71: 343-362.
- Steppan, S.J., M.R. Akhverdyan, E.A. Lyapunova, D.G. Fraser, N.N. Vorontsov, R.S. Hoffmann et M.J. Braun. 1999. Molecular phylogeny of the marmots (Rodentia: Sciuridae): Tests of evolutionary and biogeographic hypotheses, *Systematic Biology* 48: 715-734.
- Swarth, H.S. 1911. Two new species of marmots from Northwestern America, *University of California Publications in Zoology* 7: 201-204.
- Swarth, H.S. 1912. Report on a collection of birds and mammals from Vancouver Island, *University of California Publications in Zoology* 10: 1-124.
- Van Vuren, D., et K.B. Armitage. 1991. Duration of snow cover and its influence on life-history variation in yellow-bellied marmots, *Canadian Journal of Zoology* 69: 1755-1758.
- Wilson, D.E., et D.M. Reeder. 1993. Mammal Species of the World: a taxonomic and geographic reference, Smithsonian Institution Press (Washington, DC).

## **COMMUNICATIONS PERSONNELLES**

Don Doyle, président de l'équipe de rétablissement sur la marmotte.

Malcolm McAdie, vétérinaire responsable du programme de reproduction en captivité.

Colin Laroque, ancien dendrochronologiste à la University of Victoria, maintenant professeur du département de géographie à la Mount Allison University.

Jeff Werner, ancien étudiant de la University of British Columbia, qui a étudié les marmottes pendant quatre saisons, de 2002 à 2004.

## **SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT**

Andrew A. Bryant est un spécialiste de la recherche en conservation et de la gestion des espèces en péril. Il est titulaire d'un baccalauréat de la University of Waterloo (1984), d'une maîtrise de la University of Calgary (1990) et d'un doctorat de la University of Victoria (1999).

Ses précédentes recherches portaient sur les Buses à épaulettes (Ontario), les Chevêches des terriers (Colombie-Britannique et État de Washington), les chauves-souris hibernantes (Colombie-Britannique), les oiseaux chanteurs des forêts anciennes (Colombie-Britannique), les plantes aquatiques (Québec), les grizzlis (Colombie-Britannique), les papillons rares (Ontario), les plantes insectivores rares (Nouvelle-Écosse), les atèles (Costa Rica) et les martins-pêcheurs endémiques (Atiu, Pacifique Sud).

Depuis 1987, il s'est principalement intéressé à la biologie de la conservation des marmottes de l'île de Vancouver (Colombie-Britannique). Il est actuellement conseiller scientifique pour l'Équipe de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver.

## **COLLECTIONS EXAMINÉES**

Aucune.

## ANNEXE 1

**Table de survie des populations sauvages (1987-2006) et captives (1997-2006) de marmottes de l'île de Vancouver. La nomenclature et les données présentées dans la table de survie sont celles utilisées par Caughley (1977; deuxième méthode) et ont été mises en application au moyen de PopTools (Hood, 2006) à l'aide de données sur des individus marqués à l'oreille (mise à jour de données tirées de Bryant, 1998).**

MÂLES						FEMELLES						
SAUVAGES	$f(x)$	$dx$	$qx$	$lx$	$Lx$	$f(x)$	$dx$	$qx$	$lx$	$Lx$	$bx$	$lx*bx$
Nouveau-nés	34	14	0,41	1,00	1000	41	21	0,51	1,00	1000	0,00	0,00
1 an	47	17	0,36	0,59	588	46	14	0,30	0,49	488	0,00	0,00
2 ans	48	24	0,50	0,64	375	43	16	0,37	0,70	339	0,08	0,03
3 ans	52	21	0,40	0,50	188	49	14	0,29	0,63	213	0,53	0,11
4 ans	32	10	0,31	0,60	112	46	16	0,35	0,71	152	0,86	0,13
5 ans	21	7	0,33	0,69	77	29	6	0,21	0,65	99	0,69	0,07
6 ans	14	9	0,64	0,67	51	20	9	0,45	0,79	79	0,78	0,06
7 ans	4	1	0,25	0,36	18	9	3	0,33	0,55	43	0,64	0,03
8 ans	3	1	0,33	0,75	14	6	1	0,17	0,67	29	1,87	0,05
9 ans	1	0	0,00	0,67	9	5	1	0,20	0,83	24	0,68	0,02
10 ans	1	1	1,00	1,00	9	3	3	1,00	0,80	19	0,68	0,01
11 ans	0	0	0,00	0,00	0	0	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
12 ans	0	0	0,00	0,00	0	0	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
13 ans	0	0	0,00	0,00	0	0	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
14 ans	0	0	0,00	0,00	0	0	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
	257	105				297	104				$R_0=$	<b>0,51</b>
											$\lambda =$	<b>0,888</b>

MÂLES						FEMELLES						
CAPTIFS	$f(x)$	$dx$	$qx$	$lx$	$Lx$	$f(x)$	$dx$	$qx$	$lx$	$Lx$	$bx$	$lx*bx$
Nouveau-nés	91	3	0,03	1,00	1000	55	2	0,04	1,00	1000	0,00	0,00
1 an	57	0	0,00	0,97	967	38	0	0,00	0,96	964	0,00	0,00
2 ans	40	4	0,10	1,00	967	27	1	0,04	1,00	964	0,23	0,22
3 ans	28	1	0,04	0,90	870	20	1	0,05	0,96	928	0,48	0,44
4 ans	23	1	0,04	0,96	839	16	1	0,06	0,95	882	0,50	0,44
5 ans	18	0	0,00	0,96	803	14	1	0,07	0,94	826	0,67	0,55
6 ans	13	1	0,08	1,00	803	12	0	0,00	0,93	767	0,80	0,61
7 ans	9	1	0,11	0,92	741	10	0	0,00	1,00	767	0,73	0,56
8 ans	6	0	0,00	0,89	659	8	1	0,13	1,00	767	0,56	0,43
9 ans	5	1	0,20	1,00	659	4	0	0,00	0,88	671	1,67	1,12
10 ans	2	1	0,50	0,80	527	4	1	0,25	1,00	671	0,50	0,34
11 ans	0	0	0,00	0,00	0	3	0	0,00	0,75	504	0,00	0,00
12 ans	0	0	0,00	0,00	0	2	1	0,50	1,00	504	0,00	0,00
13 ans	0	0	0,00	0,00	0	1	0	0,00	0,50	252	0,00	0,00
14 ans	0	0	0,00	0,00	0	1	1	1,00	1,00	252	0,00	0,00
	292	13				215	10				$R_0=$	<b>4,71</b>
											$\lambda =$	<b>1,310</b>