

# Recent Vancouver Island marmot (*Marmota vancouverensis*) population changes

Andrew A. Bryant<sup>1</sup>, Doug W. Janz<sup>2</sup> Michael C. deLaronde<sup>3</sup> and Don D. Doyle<sup>2</sup>

1. Scientific Advisor, Vancouver Island Marmot Recovery Team: 108 Fifth Street, Nanaimo, British Columbia, CANADA V9R 1N2
2. B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks: 2080A Labieux Road, Nanaimo, British Columbia, CANADA V9T 6J9
3. B.C. Conservation Foundation: 17564 56A Avenue, Surrey, B.C. CANADA V3S 1G3

Citation:

Bryant, A.A., D.W. Janz, M.C. deLaronde and D.D. Doyle. 2002. Recent Vancouver Island marmot (*Marmota vancouverensis*) population changes. Pages 88-100 in K.B. Armitage and V.U. Rumianstev (editors): *Holarctic Marmots as a Factor of Biodiversity*. ABF Publishing House (Moscow). 411 pp.

## ABSTRACT

We used location records and annual marmot count, landscape and predator-prey data to assess recent changes in Vancouver Island marmot populations. There were probably fewer than 150 marmots in 1997, with 90% distributed south of Alberni Inlet and the remainder on or near Mount Washington. This represents a 60% decline in numbers during the past decade and a similar reduction in geographic range in the last several decades.

Forestry was associated with profound structural changes in the largest remaining metapopulation. Half of the world's *M. vancouverensis* were living in clearcuts in 1997, compared to ~25% in the mid 1980s and none prior to high elevation logging that began in the late 1960s. Adult population trends and per capita birth rates were not correlated among natural and clearcut habitats.

Probable adult numbers in natural habitats were correlated with deer abundance and extent of old-growth forests ( $P < 0.001$ ) and negatively associated with cougar abundance ( $P < 0.05$ ). Adult numbers in clearcuts were not correlated with potential clearcut habitat availability or deer abundance. Some curious results were obtained. Probable adult numbers in natural habitats were positively associated with wolf abundance ( $P < 0.05$ ) while numbers in clearcuts were positively associated with cougar abundance ( $P < 0.05$ ). Results suggest that several environmental factors influence *M. vancouverensis* and that natural and clearcut colonies respond differently.

## INTRODUCTION

The Vancouver Island marmot (*Marmota vancouverensis*: Swarth 1911) is the rarest member of the genus *Marmota* (Barash 1989) and one of the world's most critically endangered mammals (Groombridge and Mace 1994). Prior to the 1980s little was known about the distribution, abundance or ecology of this species (Munro et al. 1985).

*M. vancouverensis* has been the subject of systematic population counts since 1979 (Bryant and Janz 1996), behavioral studies (Heard 1977), habitat and diet studies (Milko 1984, Martell and Milko 1986), and intensive mark-recapture, genetic and radio-telemetry work (Bryant 1990, 1996a, 1996b, in prep.) The life-history, distribution and demography of Vancouver Island marmots are now well known compared to some other marmot species (Barash 1989). In this paper we summarize recent population trends and changes in distribution, and provide some exploratory results from predator-prey and landscape analyses.

## METHODS

### *Marmot data*

We used two sources of marmot data: 1) computerized location records maintained by the Vancouver Island Marmot Recovery Team, and 2) results from annual population counts made since 1972 (Bryant and Janz 1996). Mark-recapture results from 5 colonies that were intensively studied from 1987 through 1997 were used to calculate correction factors with which to estimate “probable” marmot abundance (Bryant 1996b).

Locations of historic and extant colonies were mapped electronically using a geographic information system (PC ARC/INFO; Environmental Systems Research Institute, 1994). Dates of last observation of marmots were coded to this dataset.

Details of population counts have been provided elsewhere (Bryant and Janz 1996). From 1972 through 1997, marmot counts were made by naturalists, government personnel and marmot researchers. Marmots seen were classified as adults or juveniles (young-of-the-year) based on size and pelage. Juvenile *M. vancouverensis* are readily identifiable by their small size and dark, almost black, pelage (Nagorsen 1987). Most counts were conducted prior to 1100 hours in order to coincide with known marmot activity rhythms (Heard 1977). Counts were usually repeated 2-4 times annually (range = 1 to 9 excluding the intensively studied mark-recapture colonies) but not every site was counted in any year (range = 1 to 43 sites).

### *Landscape measurements*

Annual area of remaining mature (old-growth) forest was measured from GIS-based landscape maps and expressed in hectares. Road density was expressed as linear kilometers of road/km<sup>2</sup>. Potential clearcut marmot habitat was defined as the area of logged clearcuts above 700 meters in elevation and between the age of 0 and 15 years. This definition probably overestimates the area of habitat that could actually be used by marmots. Most marmot clearcut colonization events occurred on north-west to south-east-facing slopes (Bryant and Janz 1996). The size of the GIS study coverage was 106 km<sup>2</sup> and included all extant marmot colonies south of Alberni Inlet (see Acknowledgments).

### *Predator-prey data*

Annual deer abundance was estimated from systematic night counts and expressed as numbers of deer/km (see Harestad and Jones 1981). The area of deer counts was approximately 150 km<sup>2</sup>, centered on the Nanaimo Lakes marmot metapopulation. Numbers of cougars and wolves seen by deerhunters were expressed per 100 hunter-days. These “hunter-sighting indices” have not been tested for reliability but presently comprise the only long-term measure of terrestrial predator abundance on Vancouver Island. The area of predator counts was considerably larger than the area occupied by marmots (>1500 km<sup>2</sup>; see Acknowledgments). No data were available with which to assess annual

abundance of avian predators such as golden eagles (*Aquila chrysaetos*) that are known to prey on Vancouver Island marmots (Bryant 1996a).

### ***Marmot population estimates***

Annual population estimates were based on ratios of “observed” to “expected” numbers of marmots. For each colony the expected number was the long-term average across years using the highest annual count as the measure of abundance (see Bryant and Janz 1996 for colony-specific summaries). Annual expected number was the sum of the colony-specific averages including only those sites counted in any given year and excluding clearcut habitats for years prior to known colonization or date of logging. “Observed” number was the sum of annual colony-counts using the highest annual count as the measure of abundance.

Annual estimates of “probable” marmot numbers were made by applying correction factors to the annual expected number assuming that every colony was counted and that trends at unsurveyed colonies were similar to trends at surveyed colonies. The assumption is probably quite reasonable for years in which most colonies were counted (1980-1986 and 1992-1997) but is more tenuous for years in which few colonies were counted (1972-1979 and 1987-1991). To minimize bias, we did not calculate probable numbers for years in which fewer than five reproductive colonies in natural habitats (25% of the total colonies, and 35% of the expected marmots) were counted.

The correction factor for adult marmots was based on the average number of counts made per site-year combination at non-intensively studied colonies, using a regression formula obtained from the probability of resighting tagged marmots at intensively studied colonies (Bryant and Janz 1996). In practice, the correction factor varied from 1.19 to 1.66 (average = 1.40, a value similar to that obtained for Alpine marmots: 1.25: Cortot et al. 1996). Because juvenile marmots typically emerge in July there is little time in which to conduct repeated counts and the same statistical approach could not be used to correct the results. Instead a constant multiplier (1.2) was used. This multiplier was obtained from average litter size at intensively studied colonies divided by average litter size at other colonies (Bryant and Janz 1996). Correction multipliers were applied to the total observed numbers of adults and juveniles within natural and clearcut habitat classes and not to individual colonies.

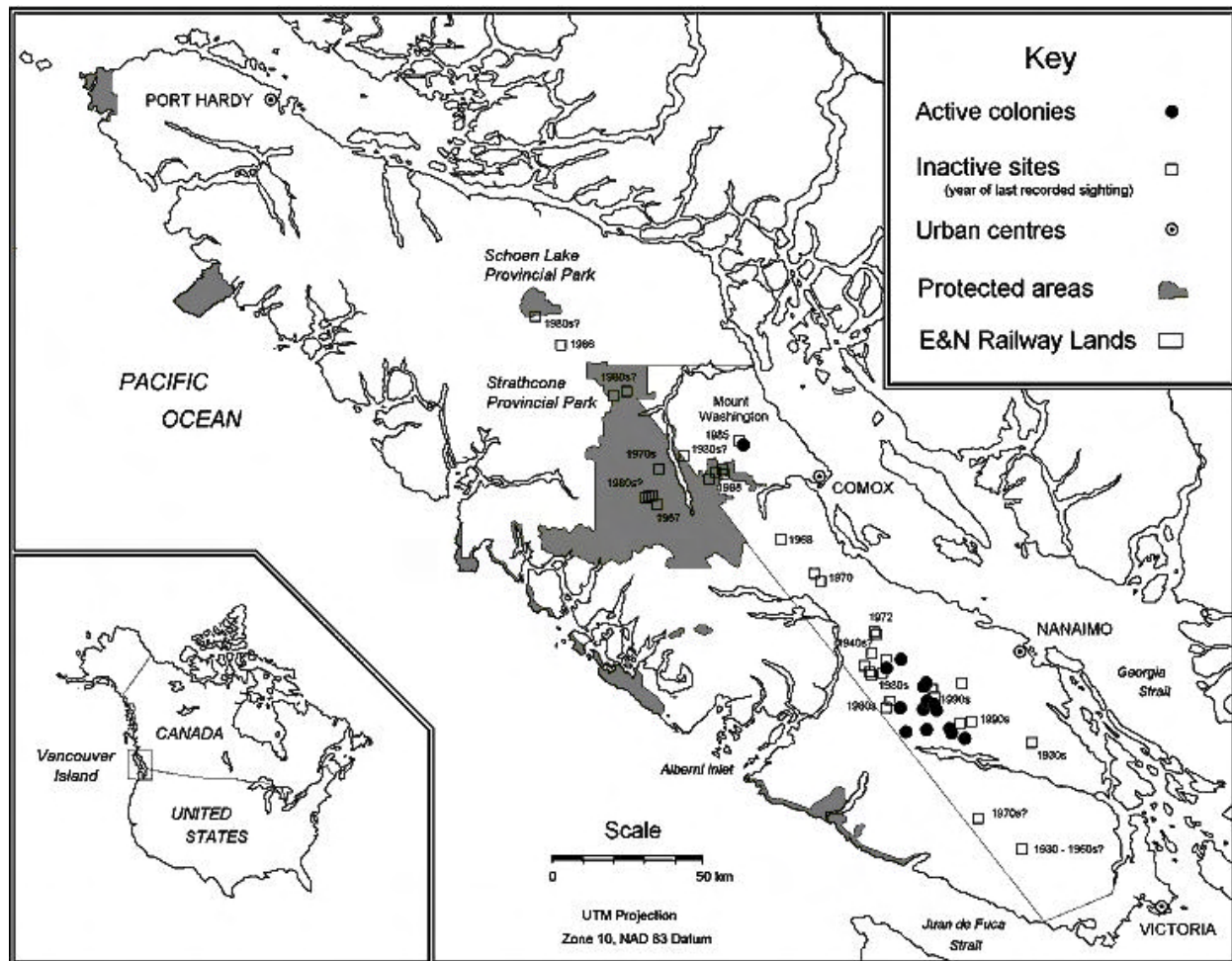
### ***Statistical analysis***

Statistical methods were basic. We used Pearson correlation analysis to explore relationships between annual marmot abundance, landscape conditions and abundance of cougars, wolves and deer.

## **RESULTS**

### ***Changes in geographic distribution***

Despite increased survey effort, only a handful of new colonies were discovered during the 1990s. Two colonies were found in clearcut habitats and represent actual colonization events. In addition, new habitat patches were discovered on several mountains, including Mount Washington north of Alberni Inlet. Location records suggest that the overall geographic distribution has changed in recent decades (Figure 1).

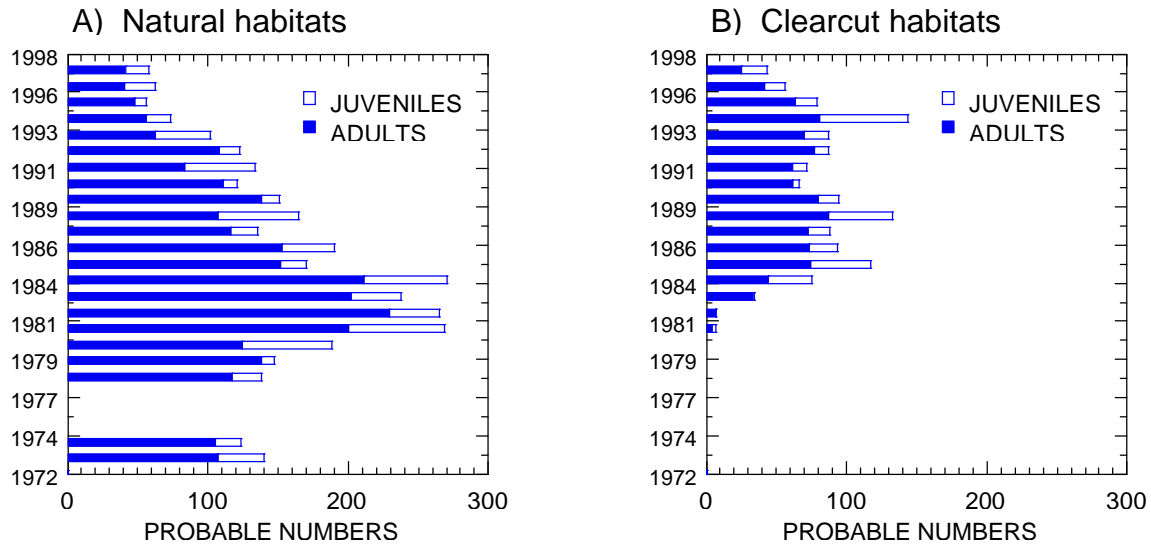


**Figure 1:** Extant colonies and historic location records for *M. vancouverensis*. Disappearance dates are approximate and based on sighting reports, burrow condition, and specimen data. Approximately 90% of the current population is found in a small geographic area (150 km<sup>2</sup>) with the remainder on or near Mount Washington. Map adapted from Bryant and Janz (1996).

With the exception of Mount Washington, all active sites within the past 5 years were located within 5 adjacent watersheds on south-central Vancouver Island (the Nanaimo, Cowichan, Chemainus, Nitinat and Cameron River drainages). The current population is extremely localized, with ~50% of the population found on 4 mountains in the central 40 km<sup>2</sup> portion of their current range. Marmots have apparently disappeared completely from the western Strathcona region. Mount Washington supports the only known colonies north of Alberni Inlet.

#### *Changes in marmot abundance*

Marmot populations south of Alberni Inlet declined from a peak of 300-350 animals during the mid-1980s to about 150 animals in 1997. This trend was accompanied by a structural change. Beginning in the early 1980s increased proportions of marmots inhabited recent (0-15 year old) clearcuts. In the last 5 years 58% of the known marmot population inhabited clearcuts (Figure 2).



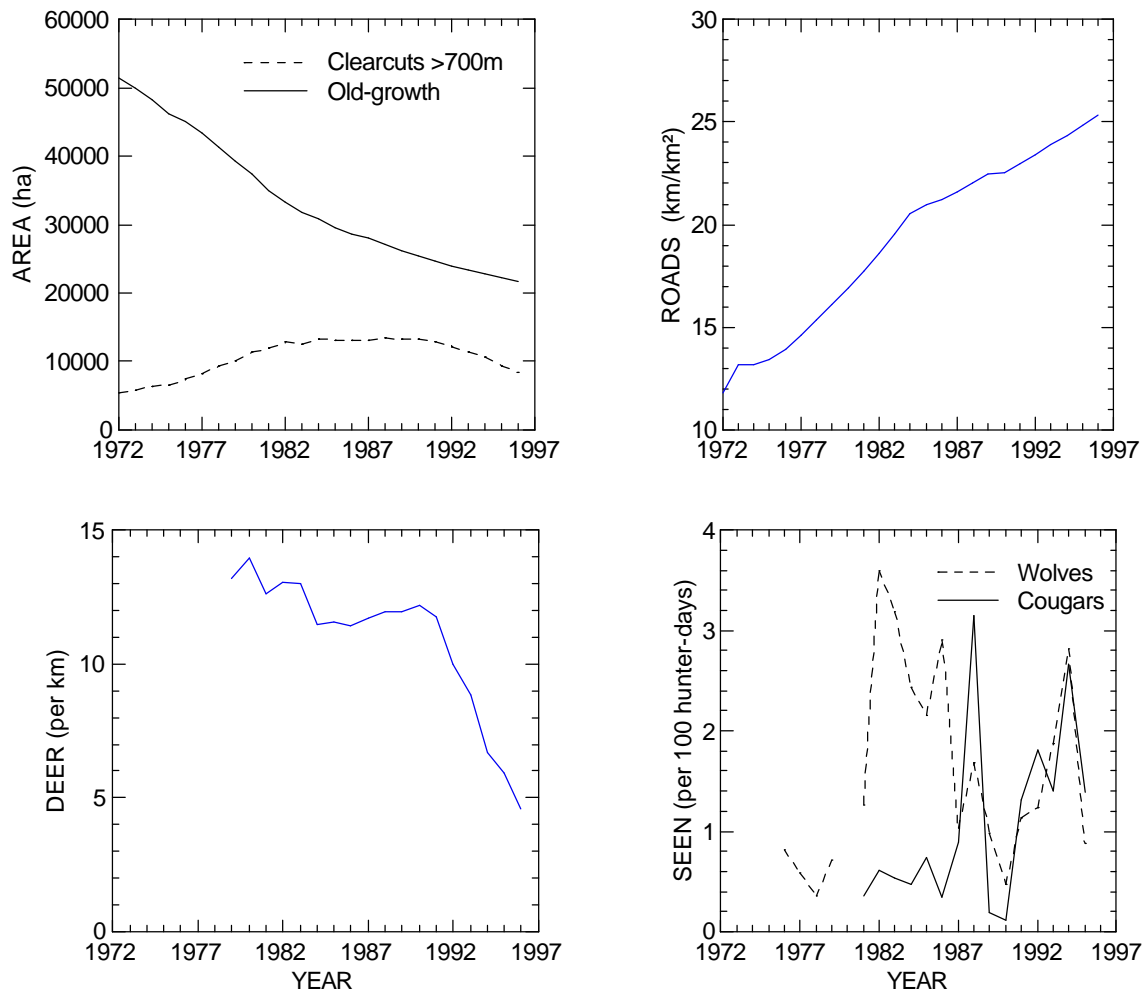
**Figure 2:** Probable marmot abundance in natural and clearcut habitats, 1972-1997. Probable marmot numbers were estimated by applying a correction factor to observed:expected ratios, with the correction factor based on count effort (see Bryant and Janz 1996). Data exclude clearcut habitats for years prior to their colonization, years in which fewer than 4 colonies were counted, and Mount Washington data. The current (1997) population probably contains fewer than 150 animals, of which ~50% are found in clearcut habitats.

Marmot numbers increased following several consecutive years of high reproduction (1979-1984) in natural habitats. This was followed by colonization of clearcuts (first record in 1981, with 7 additional sites colonized between 1982 and 1985). In some cases changes were dramatic. For example, the Butler Peak “west roads” site was logged during 1976-1980, apparently colonized by 2 marmots in 1982, and contained at least 28 adults by 1989. In 1997 we counted only 2 adults and 3 juveniles at this site. Marmot numbers also increased in natural habitats during the mid 1980s. This was accompanied by colonizations in the central core area followed by extinctions in these areas and at more peripheral colonies as well.

Marmot population data from northern Vancouver Island were insufficient for trend analysis. Recent counts on Mount Washington suggest increase in some habitat patches and extinction at the “minesite” colony described by Munro et al. (1985).

### ***Landscape conditions***

Landscape measurements illustrate the result of intensive forestry operations on privately-owned lands on the east side of Vancouver Island. At least 60% of all mature forests were harvested in a 25 year period (Figure 3). There was little harvesting prior to 1956 and logging operations were concentrated along valley bottoms. Harvest rates increased during the 1960s and 1970s, particularly at higher elevations. By 1976 over 75% of annual harvest took place above 700 meters in elevation. Road development took place at a similar pace, showing a fivefold increase in density during the same period. Potential clearcut marmot habitat first became available during the late 1960s and large amounts (>10,000 hectares) became available during the 1970s.



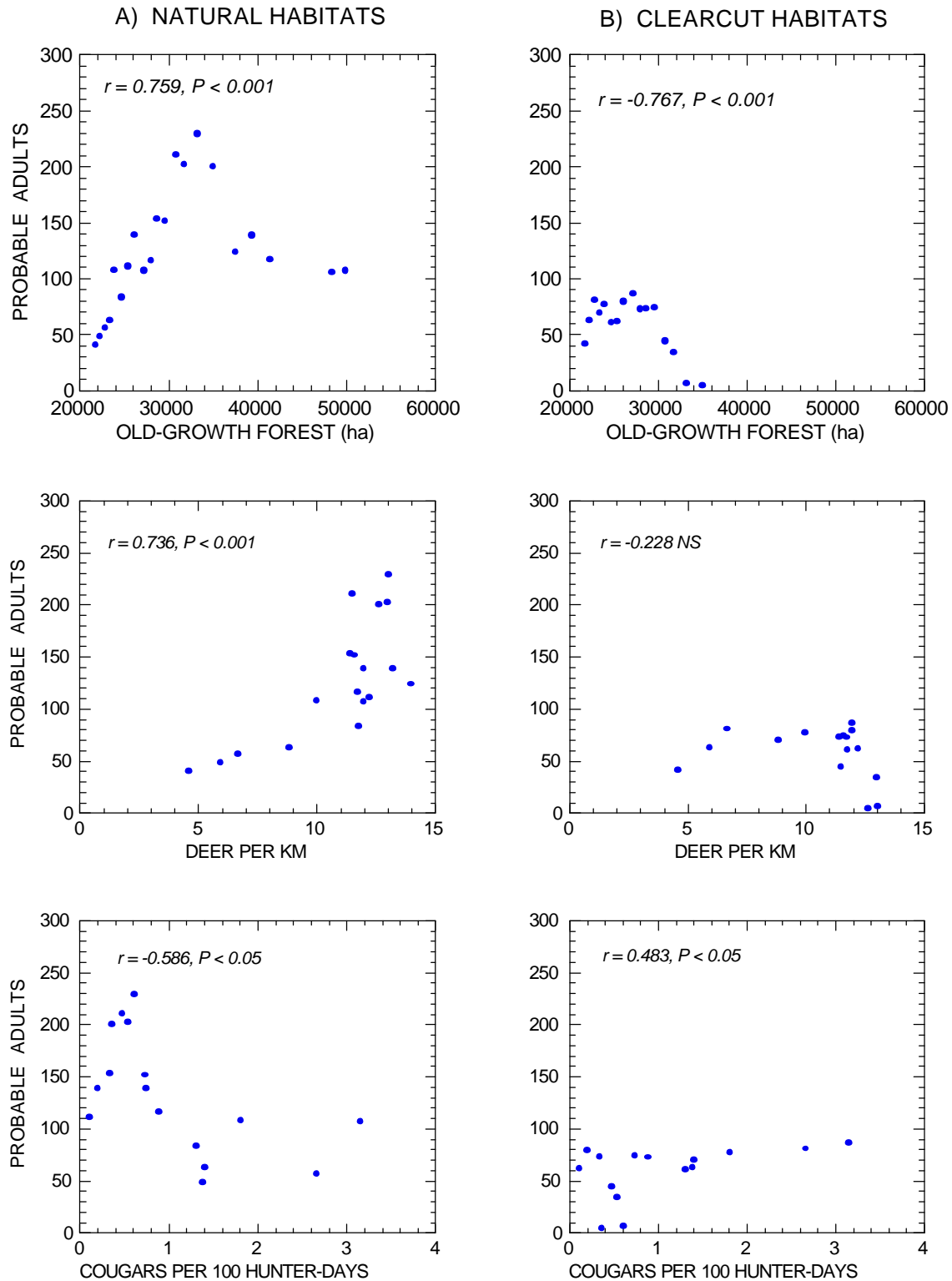
**Figure 3:** Temporal trends in landscape conditions and predator-prey abundance. Data are hectares of old-growth forest and potential clearcut marmot habitats (clearcuts above 700 metres in elevation and 0-15 years old), road density (in linear km of road per km<sup>2</sup>), deer abundance (numbers per km), and wolves and cougars seen by hunters (numbers per 100 deerhunter-days).

### *Predator-prey abundance*

Deer numbers declined precipitously (>75%) from the mid-1970s to the mid-1990s. Wolf and cougar indices showed high variability among years. This could be the result of sampling error but could also reflect predator harvest rates or movement. Cougar data suggest increase in the past few years.

### *Correlation analysis*

Adult marmot abundance and per capita birth rates were not correlated among clearcut and natural habitats ( $r = -0.431$ ,  $N = 18$  and  $r = 0.139$ ,  $N = 13$  respectively). Marmot populations in different habitats apparently respond differentially to environmental factors (Figure 4).



**Figure 4:** Adult abundance and old-growth forests, cougar and deer numbers. Population data are probable annual numbers of adults for natural and clearcut habitats respectively. Pearson correlation results are shown. Mount Washington data were excluded.

Probable annual number of adults in natural habitats was positively correlated with number of deer/km and mature forest remaining and curiously, with number of wolves seen by deerhunters ( $r = 0.466$ ,  $N = 19$ ,  $P < 0.05$ ). Adults were negatively correlated with road density ( $-0.775$ ,  $N = 16$ ,  $P < 0.001$ ) and cougars seen by deerhunters. Combined numbers of wolves and cougars showed no association ( $r = -0.026$ ,  $N = 19$ ).

Adult abundance in clearcuts was not correlated with clearcut habitat availability ( $r = 0.102$ ,  $N = 16$ ,  $NS$ ). The vast majority of potential clearcut marmot habitat created between 1966 and 1996 was never colonized. Indeed, since 1981 marmots ultimately colonized fewer than a dozen sites, totaling <100 hectares of the available 20,000 ha of clearcuts above 700 m elevation that was available. Adult abundance was negatively correlated with mature forests ( $r = -0.767$ ,  $N = 15$ ,  $P < 0.001$ ) and positively associated with cougars seen ( $r = 0.483$ ,  $N = 15$ ,  $P < 0.05$ ). Wolves, total predators, road density and deer/km showed no significant association ( $r = -0.322$ ,  $0.089$ ,  $0.421$  and  $-0.423$  respectively,  $N = 15$ ).

## DISCUSSION

It is unlikely that substantial marmot populations remain undiscovered north of Alberni Inlet. In recent years most historic *M. vancouverensis* locations received numerous repeated visits by experienced crews. Survey effort combined with increased public awareness of Vancouver Island marmots and absence of reports indicates that marmots have disappeared from substantial portions of northern Vancouver Island. Location records and inactive burrows indicate that disappearance occurred in recent decades. Causes of disappearance were probably multiple. Weather, predators, disease, creation of the Buttle Lake impoundment, hunting by humans and sheer bad luck are all possibilities (Nagorsen et al. 1996, Bryant in prep.) and not mutually exclusive. These hypotheses remain untestable as data on historic marmot abundance or population trends do not exist for northern Vancouver Island.

Marmot count data from the largest remaining (Nanaimo Lakes) metapopulation illustrate profound changes during the past 25 years. Forestry was the principal factor associated with marmot population dynamics, but the relationship was not straightforward. Logging of forests above 700 meter elevation was followed by colonization of clearcuts, but population expansion did not occur in proportion to availability of this new habitat type. The essential effect was to increase local marmot density as virtually all colonizations occurred within 1 km of existing natural colonies (Bryant and Janz 1996). Increased abundance was temporary. Current population numbers (~150) resemble what they were in the early 1970s (based on limited count data for that period), but more than half of the world's *M. vancouverensis* now live in clearcut habitats that will become unsuitable as forest succession occurs. Forestry has resulted in a more compact spatial distribution of marmot colonies. This may increase the vulnerability of marmots to losses from predators, weather and disease.

Deer abundance data suggest that predator "switching" of hunting effort (e.g., Bergerud 1983) could pose real problems for *M. vancouverensis*, particularly if increased logging road density permits easier predator movement. Predator abundance data were inconsistent and obtained from a larger geographic area than presently occupied by marmots. This could explain some of the counter-intuitive correlations (e.g. wolf and marmot abundance). Data from radio-telemetered marmots provide conclusive evidence that some marmots are lost to predators and that loss of individual adult females is followed by declines at particular colonies (Bryant 1996a). However, data only partially support a hypothesis that recent marmot population trends are the result of increased terrestrial predator abundance.



A variety of factors apparently influence *M. vancouverensis* but the essential conclusion is that natural and clearcut colonies respond differently to environmental conditions. Landscape conditions and predator-prey abundance were differentially associated with marmots in natural and clearcut habitats. Probable adult abundance may not be the best measure of demographic performance if source-sink relationships (Pulliam 1988) exist among natural and clearcut habitats as has been suggested (Bryant 1996a, in prep.) Additional work is required to relate environmental conditions to survival rates.

## ACKNOWLEDGEMENTS

Many people participated in systematic marmot counts, including K. Atkinson, D. Blumstein, A. Bryant, C. Bryant, L. Campbell, J. Daniels, M. deLaronde, R. Davies, D. Doyle, L. Dyck, K. Fry, V. Hiensalu, D. Janz, F. Lockwood, J. Lewis, M. Loedel, B. Mason, G. MacDermott, K. McDonald, G. Miller, D. Milne, J. Morgan, D. Pemberton, S. Pendergaast, C. Ramsay, G.W. Smith, K. Sturmanis, W. Swain, J. Voller, L. Wilson and M. Wong. Many others helped on occasion. People armed with binoculars and notebook still play a critical role in conservation biology.

K. Brunt and the late K. Atkinson of the B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks provided deer count and predator "hunter-sighting index" data for the Nanaimo watershed region (management unit 1-5). G. Dunsworth and G. Miehn provided digital forest cover data for lands owned by MacMillan Bloedel Limited and Pacific Forest Products respectively. D. Lindsay and L. Giguere provided forest cover maps for a portion of the area owned by TimberWest Forests. Funding came from many sources: Forest Renewal B.C., Habitat Conservation Trust Fund, Ministry of Environment, Lands and Parks, World Wildlife Fund (Canada), Forest Alliance of B.C., TimberWest Limited, MacMillan Bloedel Limited, Canadian Wildlife Service and a large number of private donors.

## LITERATURE CITED

- Barash, D.P. 1989. *Marmots: social behavior and ecology*. Stanford University Press (Stanford, CA) 360 pp.
- Bergerud, A.T. 1983. Prey switching in a simple ecosystem. *Scientific American*. 249: 130-141.
- Bryant, A.A. 1990. Genetic variability and minimum viable populations in the Vancouver Island marmot (*Marmota vancouverensis*). M.E.Des. Thesis, University of Calgary (Calgary, Alta.). 101 pp.
- Bryant, A.A. 1996a. Reproduction and persistence of Vancouver Island Marmots (*Marmota vancouverensis*) in natural and logged habitats. *Canadian Journal of Zoology*. 74: 678-687.
- Bryant, A.A. 1996b. Demography of Vancouver Island Marmots (*Marmota vancouverensis*) in natural and clearcut environments. Pages 157-168 in LeBerre, M., R. Ramousse and L. Le Guelte (Editors): *Biodiversity in Marmots - Biodiversité chez les Marmottes*. International Marmot Network (Moscow-Lyon).
- Bryant, A.A. In prep. Metapopulation ecology of Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*). PhD dissertation, University of Victoria (Victoria, B.C.).
- Bryant, A.A., and D.W. Janz. 1996. Distribution and abundance of Vancouver Island Marmots (*Marmota vancouverensis*). *Canadian Journal of Zoology*. 74: 667-677.

- Cortot, H., M. Fancou, D. Juan, L. Tron, M. Le Berre and R. Ramousse. 1996. Development of a census method for alpine marmots in the Ecrins National Park. Pages 23-28 in *Biodiversity in Marmots - Biodiversité chez les Marmottes*. Edited by M. LeBerre, R. Ramousse and L. Le Guelte. International Marmot Network (Moscow-Lyon). 276 pp.
- Groombridge, B., and G. Mace. 1994. The 1994 list of threatened animals. International Union for the Conservation of Nature (Gland, Switzerland). 286 pp.
- Harestad, A.S., and G.W. Jones. 1981. Use of nightcounts for censusing black-tailed deer on Vancouver Island. Pages 83-96 in F.L. Miller, A. Gunn and S.R. Hieb (Editors): Symposium on census and inventory methods for populations and habitats. University of Idaho (Moscow, ID). 220 pp.
- Heard, D.C. 1977. The behaviour of Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*). M.Sc. Thesis, University of British Columbia (Vancouver, BC). 129 pp.
- Martell, A.M. and 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*). M.Sc. Thesis, University of Victoria (Victoria, BC). 127 pp.
- Munro, W.T., D.W. Janz, V. Heinsalu and G.W. Smith. 1985. The Vancouver Island Marmot: status and management plan. B.C. Ministry of Environment Wildlife Bulletin B-39. (Victoria, BC). 24 pp.
- Nagorsen, D.W. 1987. *Marmota vancouverensis*. *Mammalian Species*. 270: 1-5.
- Nagorsen, D.W., G. Keddie and T. Luszcz. 1996. Vancouver Island marmot bones from subalpine caves: archaeological and biological significance. Occasional Paper #4. B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks (Victoria, BC). 58 pp.
- Pulliam, H.R. 1988. Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist*. 132: 652-661.
- Swarth, H.S. 1911. Two new species of marmots from Northwestern America. *University of California Publications in Zoology*. 7: 201-204.

# HOLARCTIC MARMOTS AS A FACTOR OF BIODIVERSITY

A.A. Bryant et al. RECENT VANCOUVER ISLAND MARMOT ...

Translated into Russian by A.A. Nikol'skii  
Перевод на русский язык А.А. Никольского

## Введение

Ванкуверский сурок (*M. vancouverensis*, Swarth, 1911) - самый редкий представитель рода *Marmota* (Barash, 1989) и один из наиболее уязвимых видов млекопитающих мировой фауны (Groombridge, Mace, 1994). До 1980-х годов мало было известно о распространении, условиях обитания и экологии этого вида (Munro et al., 1985).

Начиная с 1979 г. *M. vancouverensis* становится объектом систематических учетов (Bryant, Janz, 1996), поведенческих исследований (Heard, 1977), изучения мест обитания и питания (Milko, 1984; Martell, Milko, 1986), а также интенсивного мечения с последующими выпусками; проводятся генетические и радиотелеметрические работы (Bryant, 1990, 1996 a, 1996 b, в печати). Жизненный цикл, распространение и демография ванкуверских сурков теперь хорошо известны по сравнению с некоторыми другими видами (Barash, 1989). В этой статье мы собрали современные данные о популяционных трендах и изменениях в распространении и привели некоторые результаты взаимодействия сурков с хищниками и их отношение к ландшафту.

## Методы

### Сведения о сурках

Мы использовали два источника сведений о сурках: 1) компьютерные данные о распространении сурков, накопленные Группой по восстановлению ванкуверского сурка и 2) результаты ежегодных учетов, проводимых с 1972 г. (Bryant, Janz, 1996). Результаты мечения с последующим выпуском по 5 колониям с 1987 по 1997 гг. также были интенсивно использованы для анализа факторов, влияющих на "относительное" обилие сурков (Bryant, 1996 b).

Места исторических и вымерших колоний закартированы с использованием ГИС (PC ARC/INFO; Environmental Systems Research Institute, 1994). Сведения о последних наблюдениях за сурками были закодированы в таблицах ее базы данных.

Детали популяционных учетов ранее уже сообщались (Bryant, Janz, 1996). С 1972 по 1997 гг. учеты сурков проводились натуралистами, правительственными служащими и учеными, изучающими сурков. Сурки были классифицированы как взрослые или молодые (до года), основываясь на размерах и состоянии шерстного покрова. Молодые *M. vancouverensis* легко опознаются по небольшим размерам и темной, почти черной шерсти (Nagorsen, 1987). Большинство учетов проводилось до 11 часов, так как именно до этого времени наиболее высока активность животных (Heard, 1977). Учеты обычно повторялись 2-4 раза в год (от 1 до 9, за исключением интенсивно изучаемых колоний с мечеными сурками), но не на каждом участке ежегодно (диапазон от 1 до 43 участков).

### Характеристика ландшафта

Годовая территория, покрытая старовозрастными лесами, была измерена по карте на ГИС-основе и выражена в гектарах. Плотность дорог - в километрах дорог/км<sup>2</sup>. Потенциальные места обитания сурков на вырубках выражались через площадь вырубок, находящихся на высоте более 700 метров и имеющих возраст от 0 до 15 лет. Это наиболее четкое вероятное определение мест обитания, которые могут быть использованы сурками. Большинство вырубок сурки занимали с северо-западных до юго-восточных экспозиций склонов (Bryant, Janz, 1996). ГИС-карта покрывала площадь 106 км<sup>2</sup> и включала все вымершие колонии сурков на юге Альберни Инлет (Alberni Inlet, см. Благодарности).

### Данные о взаимоотношениях хищник-жертва

Ежегодные учеты оленя были получены на основе систематических ночных учетов и выражались числом оленей/км (см. Harestad, Jones, 1981). Площадь, на которой учитывали оленей, составляла примерно 150 км<sup>2</sup>, с центром в метапопуляции сурков на озерах Нанаймо (Nanaimo Lakes). Численность когуаров и волков основывалась на мнении охотников за оленями и выражалась через 100 охотничьих дней. Эти "охотничьи индексы" не были использованы в качестве достоверных, но давали относительное



представление об обилии наземных хищников на острове Ванкувер. Площадь учета хищников превышала площадь, занятую сурками (более 1500 км<sup>2</sup>: см. Благодарности). Нельзя было достоверно оценить численность пернатых хищников - врагов ванкуверских сурков - таких, например, как беркут (*Aquila chrysaetos*) (Bryant, 1996 a).

### Оценка популяции сурков

Оценка годовой популяции сурков была основана на отношении "наблюдаемого" числа сурков к "ожидаемому". Для каждой колонии ожидаемое число составляло среднее по максимальным многолетним учетным данным - как показатель обилия (см. Bryant, Janz, 1996, суммарные данные, специфические для колонии). Годовое число определялось как сумма средних, специфических для колоний, включая только учетные площади данного года и исключая вырубки за год до подтверждения колонизации их сурками или на основании данных о рубках. "Наблюдаемая" численность составляла сумму ежегодных учетов по колониям, используя самое высокое учетное число как меру обилия.

Годовая оценка "вероятной" численности сурков производилась посредством корреляции с годовым ожидаемым числом, которое в каждой колонии было известно, и тренды которого на неучтенных колониях были сходны с трендами на учтенных. Такое предположение вполне допустимо для всех колоний за годы, когда большинство из них было вовлечено в учет (1980-1986 и 1992-1997), но менее вероятно в годы, когда было учтено мало колоний (1972-1979 и 1987-1991). Чтобы минимизировать расхождение, мы не рассчитывали численность за годы, в которые учитывалось менее 5 репродуктивных колоний (25% от общего числа колоний или 35% от ожидаемой численности сурков).

Поправка на взрослых сурков, основанная на среднем числе учетов в год на одну учетную площадь (сет) в неинтенсивно изучаемых колониях, получена благодаря решению уравнения регрессии, выводимого из вероятности повторных встреч с мечеными сурками на интенсивно изучаемых колониях (Bryant, Janz, 1996). На практике поправка варьировала от 1.19 до 1.66 (среднее = 1.40, сходный показатель для альпийских сурков составляет 1.25: Cortot et al., 1996). Так как молодые сурки обычно появляются на поверхности в июле, остается мало времени, чтобы повторить учеты, поэтому те же самые статистические допущения не могут быть использованы при коррекции результатов. Взамен был использован множитель (1.2). Этот множитель получен из среднего размера выводка на интенсивно изучаемых колониях, деленного на средний размер выводка на других колониях (Bryant, Janz, 1996). Поправка применялась в отношении всех наблюдаемых взрослых и молодых в пределах как естественных мест обитания, так и на вырубках, но не для отдельных колоний.

### Статистический анализ

Применялись стандартные статистические методы. Мы использовали коэффициент корреляции Пирсона для изучения взаимоотношений между годовыми запасами сурков, состоянием ландшафта и численностью когуаров, волков и оленей.

## **Результаты**

### Изменения географического распространения

Несмотря на возросшие усилия по изучению (сурков), только половина новых колоний была открыта в 1990 г. Две колонии, обнаруженные на вырубках, таким образом, подтвердили факт колонизации. Дополнительно были открыты новые очаги на нескольких горах, включая Монт Вашингтон севернее Алберни Инлет.

Полученные данные подтверждают, что общая картина географического распространения сурков изменилась (рис. 1). За исключением Монт Вашингтон, все активные участки за последние 5 лет были сосредоточены в пределах 5 связанных между собой водоразделов на юго-центральной части острова Ванкувер (Нанаймо, Ковичан, Чемай-нус, Нитиват и русло реки Камерон). Современная популяция узко локализована, 50% популяции обнаружено на 4 горах с площадью центра 40 км<sup>2</sup>. Сурки, вероятно, расселяются компактно с западной части Страткона (Stratcona). Монт Вашингтон поддерживает только новые колонии севернее Алберти Инлет.

### Изменения запасов сурков

Популяция сурков на юге Алберни Инлет сократилась с пика в 300-350 животных в середине 1980-х годов до примерно 150 особей в 1997 г. Этот тренд сопровождался структурным изменением. Начиная



с начала 1980-х годов, увеличилась доля сурков, населяющих свежие (0-15-летний возраст) вырубки. За последние 5 лет вырубки заселили 58% из известной популяции сурков (рис. 2).

Их численность увеличилась вслед за несколькими последовательными годами высокой продуктивности (1979-1984) в естественных местах обитания. За этим последовало освоение вырубок (первое наблюдение было проведено в 1981 г., с 7 дополнительными участками, освоенными между 1982 и 1985 гг.). В некоторых случаях происходили драматические изменения. Например, участок "западных дорог" Пика Батлер, вырубленный в течение 1976-1980 гг., очевидно, занят двумя сурками в 1982 г. и затем освоен 28 взрослыми в 1989 г. В 1997 г. на этом участке мы учли только 2 взрослых и 3 молодых. Численность сурков также увеличилась в естественных местах обитания в середине 1980-х. Это сопровождалось колонизацией центральной части вслед за угасанием этих территорий в еще большей степени на периферии.

Данные о популяции сурков на севере острова Ванкувер недостаточны для анализа тренда. Современные запасы на Монт Вашингтон подтверждают, что происходит расчленение мест обитания и затухание колонии "главного участка", описанной Munro et al. (1985).

### Состояние ландшафта

Состояние ландшафта является результатом интенсивных лесозаготовок на частных землях с восточной стороны острова Ванкувер. До 60% всех спелых лесов были заготовлены за 25-летний период (рис. 3). Заготовок было мало до 1956 г., а рубки были сосредоточены вдоль дна долин. Стремительное нарастание скорости (рубок) произошло в течение 1960-1970х гг., частично на более поднятых возвышенностях. В 1976 г. свыше 75% годовых заготовок приходилось на высоты, превышающие 700 м. Аналогичными темпами происходило развитие дорог, что выражалось в увеличении их плотности за тот же период. Потенциал мест обитания сурков на вырубках впервые обозначился в конце 1960-х гг., а крупной величины (более 10000 га) достиг за 1970-е гг.

### Состояние хищников и жертвы

Стремительно сокращалась численность оленей (более 75%) с середины 1970-х до середины 1990-х гг. Индексы волка и когуара оказались самыми изменчивыми по годам. Это может быть результатом ошибки выборки, но может отражать и динамику заготовок хищников или их перемещения. Численность когуара увеличилась за последние несколько лет.

### Корреляционный анализ

Запасы взрослых сурков и динамика рождаемости на одну голову не коррелируют между местами обитания на вырубках и естественными ( $r = -0.431$ ,  $N = 18$  и  $r = 0.139$ ,  $N = 13$  соответственно). Популяции сурков в различных местах обитания, наверное, по-разному реагируют на факторы внешней среды (рис. 4).

Вероятная годовая численность взрослых в естественных местах обитания положительно коррелирует с численностью оленей на 1 км и остающимся спелыми лесами, а также, как ни странно, с численностью волков - охотников на оленей ( $r = 0.466$ ,  $N = 19$ ,  $P < 0.05$ ). Взрослые отрицательно коррелируют с плотностью дорог ( $-0.775$ ,  $N = 16$ ,  $P < 0.001$ ) и когуарами - охотниками на оленей. Объединенная выборка волков и когуаров не обнаруживает связи ( $r = -0.026$ ,  $N = 19$ ).

Запасы взрослых на вырубках не коррелируют с доступностью вырубок как мест обитания ( $r = 0.102$ ,  $N = 16$ , NS). Огромный потенциал освоения вырубок, который открылся между 1966 и 1996 гг., не был использован сурками. Действительно, начиная с 1981 г., сурки освоили менее десятка участков общей площадью меньше 100 га, из 20000 га вырубок, расположенных на высоте более 700 м, потенциально пригодных для заселения. Запасы взрослых отрицательно коррелировали со старовозрастными лесами ( $r = -0.767$ ,  $N = 15$ ,  $P < 0.001$ ) и положительно - с когуарами ( $r = 0.483$ ,  $N = 15$ ,  $P < 0.05$ ). Волки, все враги вместе, плотность дорог и численность оленей на 1 км показали отсутствие достоверной связи ( $r = -0.322$ ;  $0.089$ ;  $0.421$  и  $-0.423$  соответственно,  $N = 15$ ).

### Обсуждение

Маловероятно, чтобы остались необнаруженные популяции сурков к северу от Алберни Инлет. В последние годы большинство исторических мест, заселенных *M. vancouverensis*, многократно посещаются исследовательскими группами. Наблюдения, в сочетании с возросшей осведомленностью публики о ванкуверских сурках и отсутствием слухов, показывают, что сурки исчезли из основных частей



севера острова Ванкувер. Нахождение некогда заселенных мест и заброшенные норы показывают, что исчезновение произошло в последние десятилетия. Причин исчезновения, вероятно, множество. Погода, враги, болезни, запруда озера Баттл, охота и абсолютно несчастливое стечение обстоятельств (Nagorsen et al., 1996; Bryant, в печати), а не что-то одно. Эти гипотезы остаются непроверенными, так как данные об исторических запасах сурков или о популяционных трендах для севера острова Ванкувер отсутствуют.

Данные о запасах сурков из самой крупной из оставшихся (Озера Нанаймо) метапопуляции показывают глубокие изменения, происходящие за последние 25 лет. Лесозаготовки были главным фактором, влияющим на динамику популяции сурков, но это влияние не было прямым. Вырубка лесов на высоте, превышающей 700 метров, вызвало заселение сурками вырубок, однако эта экспансия не соответствовала тем возможностям, которые открывало местообитание нового типа. Заметным был эффект увеличения плотности популяции сурков в пределах 1 км существующих естественных колоний (Bryant, Janz, 1996). Современная численность популяции (около 150 особей) соответствует той, что была в начале 1970-х годов (основана на ограниченных учетных данных того периода), но более половины мировых запасов *M. vancouverensis* теперь живет на вырубках, которые будут становиться малопригодным местообитанием по мере развития лесных сукцессий. Лесопользование приводит к более компактному пространственному распределению сурочьих колоний. Это может понизить защищенность сурков от врагов, погоды и болезней.

Данные о запасах оленей подтверждают, что снятие охотничьего пресса на хищников (напр., Bergerud, 1983), могло создать реальную проблему для *M. vancouverensis*: в частности, если в результате вырубок увеличивается плотность дорог, то это облегчает возможность перемещения для хищников. Данные о запасах хищников противоречивы и относятся к более широкой территории, чем занимаемая сурками. Это оправдывает некоторое противоречие с интуицией (например, соотношение запасов волка и сурка). Данные радиотелеметрии подтверждают, что сурки несут определенные потери от хищников, и что потери взрослых самок становятся причиной сокращения некоторых колоний (Bryant, 1996 а). Однако нет данных, которые бы подтверждали гипотезу о том, что современные изменения в популяции сурков являются следствием увеличения числа наземных хищников.

На *M. vancouverensis*, по-видимому, влияют различные факторы, но существенным является заключение, что естественные колонии и колонии, занимающие вырубки, по-разному реагируют на условия окружающей среды. Состояние ландшафта и запасы хищников различно коррелируют с сурками в естественных местообитаниях и на вырубках. Вероятные запасы взрослых, возможно, не лучшая мера демографической ситуации, если происходит переток (Pulliam, 1988) между естественными местообитаниями и вырубками (Bryant, 1996 а, в печати). Необходимо провести дополнительные исследования, чтобы определить необходимые условия для выживания (сурков).

## Благодарности

Многие принимали участие в систематических учетах сурков, в том числе K. Atkinson, D. Blumstein, A. Bryant, C. Bryant, L. Campbell, J. Daniels, M. deLaronde, R. Davies, D. Doyle, L. Dyck, K. Fry, V. Hiensalu, D. Janz, F. Lockwood, J. Lewis, M. Loedel, B. Mason, G. MacDermott, K. McDonald, G. Miller, D. Milne, J. Morgan, D. Pemberton, S. Pendergaast, C. Ramsay, G.W. Smith, K. Sturmanis, W. Swain, J. Voller, L. Wilson и M. Wong. Другие помогали эпизодически. Люди, вооруженные биноклями и полевыми дневниками, все еще играют важную роль в охране природы.

K. Brunt, а позднее K. Atkinson из Министерства окружающей среды, земельных ресурсов и парков учитывали оленей и предоставили данные об "индексе наблюдений охотников" для региона Нанаймо (проект 1-5). G. Dunsworth и G. Miehn предоставили данные о покрытии земель лесами, полученные как в MacMillan Bloedel, так и в Pacific Forest Products соответственно. D. Lindsay и L. Giguere предоставили карты лесного покрытия, принадлежащие Timber West Forests. Средства получены из многих источников: Forest Renewal B.C., Habitat Conservation Trust Fund, Ministry of Environment, Lands and Parks, World Wildlife Fund (Canada), Forest Alliance of B.C., TimberWest Limited, MacMillan Bloedel Limited, Canadian Wildlife Service и большие частные вклады.