



**Programme des
Nations Unies
pour l'environnement**



UNEP(OCA)/MED WG.146/Inf.6
28 septembre 1998

FRANÇAIS
Original: ANGLAIS

PLAN D'ACTION POUR LA MEDITERRANEE

Réunion d'experts sur la mise en oeuvre
des plans d'action pour les mammifères
marins (phoque moine et cétacés)
adoptés dans le cadre du PAM

Arta, Grèce, 29-31 octobre 1998

**VULNERABILITE DES PETITS GROUPES DE PHOQUES
MOINES ET POLITIQUE DE CONSERVATION**

Note: Les appellations employées dans ce document et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part du CAR/ASP et du PNUE aucune prise de position quant au statut juridique des états, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites. Les vues exprimées dans ce document sont celles de l'auteur et ne représentent pas forcément les vues du CAR/ASP et du PNUE.

Version originale anglaise préparée pour les besoins de la Réunion par:

Peter J.H. REIJNDERS

Institute for Forestry & Nature Research, dept. Aquatic Ecology, P.O.Box 167,
1790 AD Den Burg, The Netherlands

Traduction française : Chedly RAIS

Introduction

Le nombre de phoques moines de Méditerranée, espèce gravement menacée d'extinction, est estimé approximativement à 290-560 individus (Reijnders *et al.* 1997, mis à jour après la mortalité de phoque moine au Sahara occidental de 1997. Lors de cette mortalité environ 200 phoques périrent, presque exclusivement des animaux adultes et sub-adultes (Harwood *et al.* 1998)). Les phoques moines de Méditerranée sont distribués sur Madère, le Sahara occidental, la mer Noire et la Méditerranée. L'espèce est dispersée sur une grande superficie, montrant une distribution en groupes éparpillés, dont certains sont isolés, et comprenant habituellement une douzaine d'individus ou moins. Sur le plan de la gestion, une telle distribution pose un nombre de problèmes spécifiques de gestion. Il est clair que les autorités chargées de la gestion dans les différents pays ont à faire à de petites sub-populations ou même seulement à des parties de petites populations d'une population plus grande. En termes de conservation, les petits groupes doivent être gérés d'une façon qui soit bénéfique pour la population entière ou pour l'espèce. Cependant, il est évident qu'avec une taille de groupe à protéger de plus en plus réduite, il devient de plus en plus difficile à défendre les mesures de protection devant des arguments de coût à payer ou contre des demandes d'autres utilisateurs de l'environnement marin, tels que les pêcheurs, les touristes et les promoteurs du littoral. On pose souvent la question, par exemple, si les nombres actuels de phoques moines ne sont pas trop bas et donc condamnés de toutes façons à l'extinction à cause par exemple d'événements catastrophiques et de consanguinité. Dans ce document de discussion, certains aspects de la vulnérabilité de petits groupes de phoques moines sont élucidés et les intérêts de protéger des unités locales de phoques moines sont discutés. L'objectif n'est pas de présenter un bilan exhaustif des probabilités d'extinction théoriquement calculées, mais plutôt d'appliquer les résultats obtenus pour des considérations pratiques de gestion de la conservation. En outre, il sera démontré qu'en plus des données numériques d'autres valeurs doivent être prises en compte pour concevoir une politique de conservation.

La viabilité de petites unités de population

Pour savoir si les effectifs de certaines unités de phoque moine sont trop bas pour empêcher leur redressement, qu'ils vont s'éteindre ou qu'ils contribuent à une population, on peut utiliser le concept de la taille minimale viable d'une population (Soulé 1987). En termes généraux, une population viable est définie comme une population survivant dans un état où sa vigueur et son potentiel pour une adaptation évolutive est entretenue. Dans la pratique ceci est généralement traduit comme le nombre minimum d'individus nécessaire pour assurer à une population une probabilité de plus de 95% de persister pour au moins 100 années.

Deux problèmes sont particulièrement préoccupants quand des populations sont réduites à de bas niveaux d'abondance: la génétique et la démographie. Les problèmes génétiques engendrent une perte de la variation génétique dans les petites populations, pouvant entraîner une baisse de la vigueur. Les problèmes démographiques agissent sur la probabilité d'extinction suite à des changements dans les paramètres démographiques.

Bien que ces deux questions soient interdépendantes, il est commode de les traiter séparément dans ce document. Pour illustrer leur applicabilité, une étude de cas spécifique de phoques moines pour chacune de ces questions est élaborée. En outre, une étude qui traite des deux implications démographiques et génétiques est discutée.

La diversité génétique

Jusqu'à récemment, peu d'information sur la biologie du phoque moine était disponible (Reijnders *et al.* 1988, Reijnders *et al.* 1997) ; de ce fait la modélisation des conséquences démographiques et génétiques d'événements catastrophiques, s'avère un exercice plutôt théorique. Cependant, ceci n'est pas sans valeur puisque les modèles sont utiles pour identifier les facteurs clef requis pour être inclus dans des plans de gestion (Harwood & Durant 1992). Durant les quelques dernières années, une quantité croissante de données sur les populations est devenue disponible grâce au travail fait par des équipes de recherche sur des colonies au Sahara occidental, aux îles Desertas et en Grèce.

Derry *et al.* (1997) ont étudié l'effet engendré par la mortalité massive de 1997 dans la colonie de phoque moine au Cap Blanc (Sahara occidental) sur la diversité génétique, en utilisant des données recueillies de cette colonie par Forcada *et al.* (1996) et Gonzalez *et al.* (1997). Derry *et al.* indiquent que l'effet de la mortalité massive sur la diversité génétique n'était pas important: 12,5% de réduction dans la diversité allèle. Ils ont aussi démontré que la diversité génétique est à la fois sensible à la taille de population – ce point sera discuté plus loin - et à la structure des âges. A propos de cette dernière, il a été conclu que les effets auraient été plus sévères si surtout des jeunes ou de plus vieux animaux survécurent. Bien que la mortalité n'ait pas réduit substantiellement la diversité génétique, il faut souligner que la diversité génétique de cette colonie était déjà très réduite (Pasteur *et al.* 1997) et que la dépression consanguine est un problème continu de conservation à ne pas exclure.

Extinction

Les changements dans les paramètres démographiques peuvent être causés par la variation inter-annuelle des performances individuelles telles que la mortalité et la fécondité (*stochasticité démographique*) ou par des changements dans les conditions environnementales (*stochasticité environnementale*). Le premier type de variabilité est intrinsèque et touche chaque individu indépendamment du reste de la population, le deuxième type est un effet causé par des facteurs exogènes et touche habituellement quelques groupes dans une population. Les événements catastrophiques aigus tels que les maladies infectieuses, l'effondrement de grotte, et les intoxications d'origine algale, sont des exemples du deuxième type de variabilité. Les effets chroniques tels que la pollution et la diminution des ressources alimentaires, peuvent être considérés comme une version d'interaction des deux types de variabilité.

Durant & Harwood (1992) ont modélisé l'influence de la stochasticité aussi bien démographique qu'environnementale sur le délai d'extinction de populations individuelles de phoque moine. Ils ont trouvé que le délai moyen d'extinction est indépendant de la fréquence et de la sévérité des catastrophes, à condition que le taux de natalité pendant les années sans catastrophes soit porté à un niveau tel, que le taux général de naissance soit le même que s'il n'y avait pas eu de catastrophes. Cette dernière condition est essentielle pour l'interprétation de ces conclusions. Il est évident qu'une réduction sévère par exemple des femelles matures, rendra invraisemblable la réalisation d'une telle condition. L'indépendance de la sévérité des catastrophes ne tient donc que dans certaines limites seulement. En outre, ils ont trouvé que l'effet des catastrophes épidémiques (*stochasticité environnementale*) peut substantiellement écourter le délai d'extinction.

Derry *et al.* (1997) ont étudié l'effet de mortalité massive sur la probabilité d'extinction pour la colonie du Sahara occidental et ont trouvé que la mortalité observée n'augmentait pas d'une façon drastique la probabilité d'extinction de la colonie, à moins que l'effectif de la

population soit tombé en dessous de 20 individus. Cependant, ils ont indiqué que si l'âge moyen des animaux dans la colonie était tombé à moins de 11.8 (Forcada comm. pers.), comme il est en fait actuellement, ce seuil pourrait monter. Bien que ces résultats indiquent que la mortalité n'augmentait pas significativement la probabilité d'extinction de la colonie, ils ne devraient pas faire oublier le fait que le faible nombre de phoques survivants à la mortalité massive rend cette colonie vulnérable à tous les problèmes qui se posent aux petites populations (Quattro & Vrijenhoek 1989; Fowler & Boulanger 1991; Mangel & Gradin 1994) et sa viabilité reste donc compromise.

Les menaces par des maladies infectieuses

Swinton (1997) a étudié les menaces des maladies infectieuses encourues par le phoque moine de Méditerranée. Il est arrivé à la conclusion que les plus petits groupes sont moins vulnérables aux maladies infectieuses aiguës puisque ces infections ne persistent vraisemblablement pas d'une année à l'autre. Les épidémies à germes pathogènes non spécifiques (ex : les morbillivirus), qui peuvent faire l'objet de transmissions inter-spécifiques intermittentes, constituent une plus grande menace. En outre, le même auteur attire aussi l'attention sur les menaces provenant d'agents infectieux chroniques et indique que les infections chroniques avec une faible morbidité peuvent encore avoir de grands effets parce qu'ils peuvent persister au niveau d'une population. Ceci est particulièrement vrai pour les maladies transmises sexuellement.

Les implications pour des politiques de préservation

Les études discutées ici, ont montré que la perte de diversité génétique causée par la mortalité massive récente au Sahara occidental n'était pas importante, même dans une aussi petite unité de population. Il y a lieu de souligner que cette perte aurait été plus grande si la mortalité n'avait épargné que seulement des animaux jeunes ou plus vieux. Il apparaît aussi de ces études que le délai moyen à l'extinction ne dépend pas de la fréquence et, dans certaines limites, ni de la sévérité des désastres. Cependant, le fait que les catastrophes épidémiques puissent sérieusement raccourcir le délai d'extinction, dans le cas où la population en question aurait été déjà réduite par des facteurs externes tels que les massacres ou l'effondrement de grottes, est un résultat pertinent. Les conséquences de la mortalité massive dans la colonie du Sahara occidental, en termes de probabilité d'extinction, semblent néanmoins être modérées. Ceci aurait été beaucoup plus important si l'effectif de la colonie était passé en dessous de 20 adultes reproducteurs. Le fait que cette mortalité particulière n'avait d'effet substantiel ni sur la diversité génétique de la colonie ni sur la probabilité de son extinction, ne devrait pas cependant, faire oublier que la taille de la colonie restante est très petite. Le nombre d'animaux adultes contribuant potentiellement à la reproduction est actuellement estimé à 77 (Forcada & Aguilar pers. comm.). Ce nombre est très proche de l'effectif indiqué, dans le cas de plusieurs populations de grands mammifères, comme effectif minimum de reproducteurs (environ 50) nécessaire pour entretenir la variabilité génétique et faire face à l'effet stochastité démographique (Franklin 1980 ; Gilpin & Soulé 1986; Primack 1993).

Les maladies infectieuses aiguës constituent une menace pour les phoques moines, bien que les conséquences des infections aiguës soient plus faibles chez les petits groupes à cause de leur temps de persistance court. Un risque plus élevé provient soit des agents infectieux très virulents qui sont capables de se transmettre d'une espèce à une autre et causer donc des expositions intermittentes, soit des agents infectieux chroniques, avec une morbidité basse.

Que pouvons nous apprendre de la récente mortalité massive?

De mon point de vue, le message clair est que les événements catastrophiques peuvent réduire sérieusement les populations de phoques moines. A l'opposé, même quand cela aboutit à une taille de population réduite, ces petits groupes ne sont pas condamnés à disparaître par perte génétique, par variabilité naturelle au niveau de la mortalité ou de la fécondité, ou par une autre catastrophe. Cela dépend beaucoup de la "spécificité envers l'âge" de la mortalité liée à cette catastrophe. Autrement dit, même les plus petites unités ont une chance réaliste de survivre et, de-là, de contribuer à la population plus grande à laquelle elles appartiennent. Il y a donc tout lieu pour les autorités concernées par la gestion à continuer et à intensifier la stratégie pour désigner et juridiquement gérer des aires protégées pour les phoques moines, même quand elles renferment seulement des petits groupes. Le message à retenir est que la meilleure stratégie pour assurer la survie du phoque moine doit non seulement protéger quelques grandes populations, mais le plus possible des unités restantes. Cela souligne les résultats précédents de Harwood & Durant (1987) et est conforme aux lignes directrices de conservation telles que compilées par Johnson & Lavigne (1995).

Dans ce domaine, le niveau des contacts entre les petits groupes éparpillés revêt une importance cruciale. Ceci est particulièrement vrai pour les groupes comptant une douzaine ou moins d'individus, soit donc la majorité des unités de phoque moine en Méditerranée. Pour cette raison, la connaissance des modes de dispersion constitue une information essentielle à collecter par des recherches soigneusement planifiées et basées préférentiellement sur la télémétrie par satellite. Une telle information aidera plus à évaluer à quel point les aires protégées actuelles couvrent les habitats importants et donnera plus de justification pour l'urgence d'augmenter le nombre des aires adéquatement protégées, y compris des couloirs les reliant.

La discussion précédente sur la valeur des petits groupes en termes de contribution à la viabilité de la population concernée est une question "technique" de biologie de conservation. Soulignons que ceci est juste un point de vue dans un contexte de conservation. Les petits groupes, mêmes quand ils contribuent peu, ou pas du tout, à la viabilité d'une population ou une espèce, ont aussi d'autres valeurs (voire aussi Lavigne *et al.*, sous presse). La survie de petites unités, à part leur valeur intrinsèque comme patrimoine vivant a par exemple des valeurs écologiques, sociales ou autres. Ces considérations doivent être prises en compte dans la formulation et la mise en oeuvre des politiques de conservation.

REFERENCES

- Derry, J.F., Halley, J. & Harwood, J. 1997. Implications of the 1997 mass mortality in the western Sahara for the viability and genetic diversity of the Mediterranean monk seal population in the Atlantic. Working paper presented to the Workshop on the causes and consequences of the 1997 mass mortality of Mediterranean monk seals in the western Sahara, and referred to in the Workshop report (Eds. J. Harwood, D. Lavigne & P.J.H. Reijnders 1998. *Workshop on the causes and consequences of the 1997 mass mortality of Mediterranean monk seals in the western Sahara, Amsterdam, 11-13 December 1997*).
- Durant, S.M. & Harwood, J. 1992. Assessment of monitoring and management strategies for local populations of the Mediterranean monk seal *Monachus monachus*. *Biol. Conserv.* 61: 81-92.
- Fowler, C.W. & Baker, J.D. 1991. A review of animal population dynamics at extremely reduced population levels. *Rep. Int. Whal. Commn.* 41: 545-554.
- Franklin, I.R. 1980. Evolutionary change in small populations. In M.E. Soulé & B.A. Wilcox (eds), *Conservation Biology: An evolutionary-ecological perspective*. pp. 135-149. Sinauer, Sunderland, MA.
- Gilpin, M.E. & Soulé, M.E. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. pp. 13-34. In M.E. Soulé (ed.), *Conservation biology: The science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, MA.
- Harwood, J. & Durant, S.M. 1987. The dynamics of small monk seal populations. pp. 51-60. In J. Harwood (ed.), *Population biology of the Mediterranean monk seal in Greece*. Report to the Commission of the European Communities. Contract no. ENV 853 UK(H).
- Harwood, J., Lavigne, D. & Reijnders, P.J.H. 1998. *Workshop on the causes and consequences of the 1997 mass mortality of Mediterranean monk seals in the western Sahara. Amsterdam, 11-14 December 1997*. IBN Scientific Contributions 11, Institute for Forestry & Nature Research, Wageningen, The Netherlands. pp. 32. ISBN 90-76095-04-3.
- Johnson, W.M. & Lavigne D.M. 1995. *The Mediterranean monk seal; Conservation guidelines*. International Marine Mammal Associates, Guelph, Canada, 52 pp.
- Lavigne, D.M., Scheffer, V.B. & Kellert, R.S. (*in press*). The evolution of North American attitudes toward marine mammals. In J. Twiss & R. Reeves (eds), *Marine Mammals*. Vol 2. Smithsonian Press, Washington, DC.
- Mangel, M. & Tier, Ch. 1994. Four facts every conservation biologist should know about persistence. *Ecology* 75: 607-614.
- Pastor, T., Allen, P. Amos, W. & Aguilar, A. 1997. DNA microsatellites in Mediterranean monk seals. pp. 321-324. In P.G.H. Evans (ed.), *European Research on Cetaceans* 10.
- Primack, R.B. 1993. *Essentials of conservation biology*. Sinauer, Sunderland, MA., 564 pp.

- Quattro, J.M. & Vrijenhoek, R.C. 1989. Fitness differences among remnant populations of the endangered sonoran topminnow. *Science* 245: 976-978.
- Reijnders, P.J.H., de Visscher, M.N. & Ries, E.H. 1988. *The Mediterranean Monk Seal*. IUCN, Gland. 59 pp.
- Reijnders, P.J.H., Verriopoulos, G. & Basseur, S.M.J.M. 1997. *Status of pinnipeds relevant to the European Union*. IBN Scientific Contributions 8, Institute for Forestry & Nature Research, Wageningen, The Netherlands. 195 pp. ISBN 90-76095-01-9.
- Soulé, M.E. 1987. *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. 189 pp.
- Swinton, J. 1997. Infectious disease threats to the Mediterranean monk seal. Working paper presented to the Workshop on the causes and consequences of the 1997 mass mortality of Mediterranean monk seals in the western Sahara, and referred to in the Workshop report (Eds. J. Harwood, D. Lavigne & P.J.H. Reijnders 1998. *Workshop on the causes and consequences of the 1997 mass mortality of Mediterranean monk seals in the western Sahara, Amsterdam, 11-13 December 1997*).