



Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage

Secrétariat assuré par le Programme des Nations Unies pour l'Environnement



TREIZIÈME RÉUNION DU CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA CMS

16 au 18 novembre 2005, Nairobi, Kenya

CMS/ScC.13/Inf.3

PLAN DE SAUVEGARDE DU PHOQUE MOINE DANS L'ATLANTIQUE ORIENTAL

Joint à cette note se trouve le Plan de sauvegarde du phoque moine dans l'Atlantique oriental, élaboré dans le cadre de l'Action concertée pour l'espèce.

Le document est reproduit tel que reçu du Gouvernement de l'Espagne, pays chef de file pour le développement de l'Action concertée, sans édition.

PLAN DE SAUVEGARDE DU PHOQUE MOINE DANS L'ATLANTIQUE ORIENTAL



CONVENTION SUR LA CONSERVATION DES ESPECES MIGRATRICES
APPARTENANT A LA FAUNE SAUVAGE
(CONVENTION DE BONN)



**PLAN DE SAUVEGARDE DU PHOQUE MOINE DANS
L'ATLANTIQUE ORIENTAL**

(Monachus monachus)

Élaboré par le

**GROUPE DE TRAVAIL DU PHOQUE MÉDITERRANÉEN DANS
L'ATLANTIQUE**

Pour la

**CONVENTION SUR LA CONSERVATION DES ESPECES MIGRATRICES
APPARTENANT A LA FAUNE SAUVAGE
(CONVENTION DE BONN)**

**Dakhla (Maroc)
Octobre 2004**

TABLE DES MATIERES

RESUME.....	4
MEMBRES DU GROUPE DE TRAVAIL DU PHOQUE MOINE ATLANTIQUE.....	5
REMERCIEMENTS.....	6
LISTE DES ABREVIATIONS.....	8
LISTE DE TABLEAUX ET ILLUSTRATIONS.....	9
INTRODUCTION.....	10

PARTIE I

1. HISTOIRE NATURELLE.....	13
A. DESCRIPTION DE LA ESPECE.....	13
B. BIOLOGIE.....	14
Répartition et déplacements.....	14
Utilisation de l'habitat.....	18
Régime alimentaire	21
Stratégie de prédation	21
Reproduction	22
Taux de mortalité et espérance de vie	24
C. STATUS ET TENDANCES DE LA POPULATION.....	25
D. FACTEURS NATURELS INFLUENCANT LA POPULATION	28
Sites sous-optimaux de reproduction	28
Phyto-plancton toxique	29
Parasites et maladies	30
Dépression génétique	30
Incertitude en ce qui concerne l'impact des facteurs de l'environnement et de la pression humaine	31
2. IMPACTS HUMAINS, CONNUS ET POTENTIELS.....	32
Récolte commerciale et persécution humaine	32
Interaction avec les pêcheries	33
Pollution	36
Substances toxiques	36
Impact de la présence de l'homme et perturbations.....	36
3. EFFORTS POUR LA CONSERVATION.....	37
Efforts de conservation selon les pays	37
Critères d'évaluation de la condition des populations de phoques moines dans la région	40
4. CONCLUSIONS	41
5. REFERENCES	42
6. TABLEAUX ET FIGURES	55

PARTIE II

1. ACTIONS DE SAUVEGARDE	76
A. But et objectifs	76
B. Définitions	76
C. Structurel et énumération des actions	76
D. Description du plan	80
2. APPENDICE: Habitat et analyse de la viabilité de la population (PHVA, 2001)	

SOMMAIRE

Le Phoque moine de la Méditerranée (*Monachus monachus*, Hermann, 1779) est l'un des mammifères les plus menacés d'extinction au monde. Il a disparu de la plupart de son aire de répartition et seuls survivent quelques groupes isolés. Les effectifs de ces groupes, même selon les estimations les plus optimistes, ont atteint des niveaux inquiétants. Selon l'UICN, il est très probable qu'il ne reste pas plus de cinq cents individus dans la mer Méditerranée et tout au long des côtes de l'Atlantique oriental. Dans cette dernière région, la population de phoques a baissé de façon alarmante ces dernières années. Il existe une préoccupation internationale importante pour l'avenir du phoque moine de la Méditerranée. Face à cette situation, les principales institutions mondiales qui se consacrent à la conservation de la nature exigent de façon urgente des actions de conservation efficaces.

Les populations de phoques moines en Mer Méditerranée font l'objet d'attention depuis 1986, concrétisé par la mise en place d'une stratégie internationale d'action, le «Plan pour la Gestion du Phoque moine» dans le cadre du Plan d'Action pour la Méditerranée de la Convention de Barcelone (1976), alors qu'il n'existe aucun autre stratégie régional ou plan international concernant le cadre géographique de l'Atlantique oriental.

Dans l'Atlantique oriental, deux colonies reproductrices de phoques moine survivent, une dans les îles Desertas (Madeira) et l'autre dans la péninsule du Cap Blanc (Maroc-Mauritanie), probablement isolées génétiquement et dont la taille de la population est très réduite (pas plus de 200 individus). Chacune d'elle se concentre sur quelques kms. de côte et se reproduit dans des habitats limités. Cette situation faite que les experts considèrent le statut de l'espèce très critique.

Les efforts de conservation de l'espèce réalisés jusqu'à présent ont donné peu de fruits, certainement en raison du manque de coordination. Les meilleurs résultats pratiques dans l'Atlantique ont été obtenus suite à la création de la Réserve Naturelle des îles Desertas (Madeira). Cette expérience, ainsi que l'augmentation sensible des connaissances au cours des dernières années, acquises principalement à partir de la colonie du Cap Blanc, sur la biologie et la problématique de l'espèce, ouvrent de nouvelles perspectives de garantie de succès dans la lutte pour la conservation de l'espèce.

Le document présent expose dans son contenu un plan d'actions qui se base sur un nouvel esprit de collaboration. Ce plan reflète l'inquiétude internationale face au statut critique de l'espèce. Les quatre pays de l'aire de distribution de l'espèce dans l'Atlantique (L'Espagne, le Maroc, le Portugal et la Mauritanie), signataires de la Convention de Bonn, ont la responsabilité de la conservation de l'espèce. Il est nécessaire que les pays entreprennent des actions concertées et effectives afin de renverser la tendance régressive du phoque moine.

MEMBRES DU GROUPE DE TRAVAIL DU PHOQUE MOINE ATLANTIQUE

Espagne:

Luis Mariano González (Coordinateur), *Direction Générale pour la Biodiversité, Ministère de l'Environnement, Madrid.*

Julio Mas, *Centre Océanographique de Murcie, Institut espagnol d'Océanographie, San Pedro del Pinatar, Murcie.*

Rogelio Herrera, *Vice-Conseil pour l'Environnement du Gouvernement des Iles Canaries, La Laguna, Ténériffe.*

Fernando Aparicio, Pablo Fernández de Larrinoa, Hamdi M'Bareck et Michel Cedenilla, *Fondation CBD-Habitat (Assistants)*

Maroc:

Amina Moumni, *Institut National de Recherche Halieutique (INRH)*

M'Hamed Idrissi, *Institut National de Recherche Halieutique (INRH)*

Abdellah El Mastour, *Service de la Protection de la Nature, Ministère de l'Agriculture, du Développement Rural et des Pêches Maritimes, Rabat.*

Marraha mustapha, *Haut Commissariat Eaux et Forêt et la lutte contre la desertification, Rabat.*

Mauritanie:

Directeur du *Parc National du Banc d'Arguin, Nouakchott*

Kallahi O. Mohamed Fall, *Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches, Nouadhibou (IMROP)*

Azza Mint Jiddou, *Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches, Nouadhibou (IMROP)*

Antonio Araujo, *Fondation Internationale du Parc national Banc d'Arguin (FIBA), Nouakchott.*

Portugal:

Henrique Costa-Neves, *Chambre municipale de Funchal, Funchal, Madère*

Rosa Pires, *Parc naturel de Madère, Funchal, Madère*

Marina Sequeira, *Institut pour la Conservation de la Nature (ICN), Lisbonne*

REMERCIEMENTS

Le Groupe de Travail du Phoque moine apprécie l'aide accordée par la Fondation CBD-Habitat, y compris celle de Nuria El Khadir, Ingrid Mozetich, Moulaye Ould Haye, Jorge Fernández Layna et d'Ana Maroto.

Le Groupe de Travail voudrait remercier également les personnes et les institutions suivantes pour leur participation et leur présence à la réunion de Valsain (2001): Jordi Sargatal, Fondation Territori i Paisatge, Barcelone; Sofía Menéndez, FuerteNature, Fuerteventura (Canaries); Xisco Avellá, Fond pour le Phoque moine de Méditerranée, Palma de Mallorca; Gerald Hau; Eduardo Balguerías, Centre Océanographique de Tenerife (IEO), Tenerife; José Franco, Institut espagnol d'Océanographie, Vigo; Santiago Fraga, Institut espagnol d'Océanographie, Vigo; Pedro López, Universidad de Las Palmas; Joseph Geraci, Baltimore Maryland, USA; Jaume Forcada NOAA, National Marine Fisheries La Jolla, USA; A. Aguilar, Universidad de Barcelona; Manel Gazo, Universidad de Barcelona; Borja Heredia et Victor García Matarranz, Direction Générale pour la Biodiversité, Espagne; Daniel Cebrián, RCA/SPAC, Tunisie; Eugenia Androukaki, Société hellénique pour l'étude et la protection du Phoque moine méditerranéen, Athènes; Giulia Mo, ICRAM, Italie; Jorge Moreno, O.A., Parcs nationaux, Espagne; J. Pete Schroeder, Centre régional chypriote de Marine aquatique, USA; Jean Worms, Parc national de Banc d'Arguin, Mauritanie; Nuria Almagro, IPADE, Espagne; Abdelaziz Zoubi, Institut National de Recherche Halieutique, Maroc; Mohamed Ould Ely Ould Barham, Centre national de Recherches Océanographiques et des Pêches, Mauritanie; Phil Miller, Groupe spécialisé pour la Conservation, USA; Yolanda Matamoros, Zoo national Simón Bolívar, Groupe spécialisé Ulysses pour la Conservation, USA; Igacio Jiménez, Espèces et Espaces internationaux, José Luis González, Consultants en Biologie de la Conservation, Espagne; Héctor Mendoza Guzmán, Institut Technologique des Canaries, Espagne; Marco Barbieri, Secrétariat de la Convention de Bonn (UNEP/CMS) Bonn; Dawn Smith, IFAW, Londres; Ian Robinson, IFAW, Londres; Thijs Kuiken, Département de Virologie Erasmus, Université de Rotterdam, Pays-Bas; Albert Osterhaus, Institut National de Santé publique et pour la Pollution de l'environnement, Bilthoven, Pays-Bas; William Johnson, Association internationale pour les Mammifères marins, Ontario, Canada; Mohamed ould Bouceif, Parc national du Banc d'Arguin, Mauritanie; M. Diop Mika, Centre National de Recherche Océanographique et des Pêches, Mauritanie; Juan Luis Muriel, Fondation pour la Biodiversité, Espagne.

Nous exprimons également notre reconnaissance à tous les participants de la réunion de Dakhla (2004): Moujanni Abdelkarim, Service Vétérinaire Dakhla; Brahim Berriche, Sûreté provinciale Dakhla; Abdeslam El Hafi, Gendarmerie Royale, Dakhla; Bernassi Aziz, Sûreté provinciale, Dakhla; Taoufik El Balla, Nature Initiative, Dakhla; Hicham Ouahi, Marine Royale, Dakhla; Marraha Mustapha, Haut Commissariat Eaux et Forêts et la lutte contre la désertification, Rabat; Abdellahi El Mokhtar, Nature Initiative, Dakhla; Lahen El Kabiri, UNEP/CMS, Bonn; Kanouni Rachid, Marine Royale, Dakhla; Taie Hamid, Forces Armées Royales, Dakhla; Saidi Ali, Aménagement du Territoire, de l'Eau et de l'Environnement; Ahmed Yakouh, Association Leglatt, Dakhla; Layachi Mostafa, INRH, Dakhla; Bensbai Jilali, INRH, Dakhla; Brahim Yasin, Aménagement du Territoire, de l'Eau et de l'Environnement; Mohamed El Amrani, Office National des Pêches, Dakhla; Masski Hicham, INRH, Casablanca; Rfi Mimoun, R.T.M.; Mambaye Ould Hamady, IMROP, Nouadhibou;

Zidane Hakima, INRH, Dakhla; Ismail Azaguagh, INRH, Dakhla; Khalid Manchih, INRH, Dakhla; Pablo Martín-Sosa, IEO, Tenerife.

Nous remercions les personnes suivantes qui ont revu documents préliminaire du plan: Borja Heredia, Peter Reijnders, David Lavigne, Jerónimo Corral, Luis F. López-Jurado et John Harwood.

Enfin, le Groupe de Travail remercie vivement Miguel Aymerich, Borja Heredia, Inés González, Juan Luis Muriel et José Luis Herranz pour leur appui aux travaux.

Finalement, les institutions et les agences ayant encouragé la participation et la logistique des membres du Groupe de Travail, comprennent: la Direction Générale pour la Biodiversité, Ministère de l'Environnement, Madrid; le Centre Océanographique de Murcia, Institut Espagnol d'Océanographie, San Pedro del Pinatar, Murcie; le Vice-Conseil pour l'Environnement du Gouvernement des Canaries, Tenerife; la Fondation CBD-Habitat, Madrid; l'Institut National de Recherche Halieutique INRH, Casablanca et Laâyoune; le Service de la Protection de la Nature, Ministère de l'Agriculture, du Développement Rural et des Pêches Maritimes, Rabat; l'Office National des Pêches, Dakhla; Les Forces Armées et la Marine Royale, Dakhla; le Parc National du Banc d'Arguin, Nouakchott; L'Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches, Nouadhibou; la Fondation Internationale du Parc National Banc d'Arguin; La Chambre municipale de Funchal, Madère; le Parc Naturel de Madère et l'Institut de Conservation de la Nature, Lisbonne; l'ONG Nature Initiative; les Centres océanographiques de Tenerife et de Vigo; le Secrétariat de la Convention de Bonn UNEP/CMS ainsi que M. Mammoudh Hammudi de Dakhla.

LISTE DES ABREVIATIONS

CMS: Convention sur la Conservation des Espèces Migratrices appartenant à la Faune Sauvage, ou Convention de Bonn

CBSG: Groupe de la UICN spécialisé pour l'élevage pour la conservation

GEF: Fond pour l'environnement global

IUCN: Union Internationale pour la Conservation de la Nature

MoU: Memorandum d'Accord

PHVA: Population et Analyse de la Viabilité de l'habitat

SACMS: Réseau des Zones Protégées pour la Conservation du Phoque Moine

SC/CMS: Comité Scientifique de la Convention de Bonn

UNEP: Programme pour l'Environnement des Nations Unies

WGAMS: Groupe de Travail pour le Phoque Moine atlantique

LISTE DES TABLEAUX

1. Analyse des contenus d'estomacs des cadavres de phoques moine découverts à Cabo Blanco.
2. Estimations de l'abondance du phoque moine au Cabo Blanco de 1993 à 1998, évaluées sur base d'expérimentations de capture-recapture indépendantes.

LISTE DES ILLUSTRATIONS

1. Répartition du phoque moine méditerranéen dans l'Atlantique oriental.
2. Carte de la péninsule de Cabo Blanco indiquant les principales références topographiques (González et al. 1997).
3. Carte de l'île principale de Madère et des îles Desertas (Karamanlidis et al. 2004).
4. Suivi par satellite du phoque moine "Amrigue" en 1997 (ULPGC 1997-1998)
5. Suivi par satellite du phoque moine "Wean" en 2002 (CBD-Habitat 2004)
6. Carte de la Pointe (Cap) de Sao Lourenço montrant les grottes (identifiées séparément) qui furent considérées comme offrant de bonnes conditions pour la reproduction (Karamanlidis et al. 2004)
7. Aperçus de phoques moine autour de l'île principale de Madère durant la période 1998-2000 (Pires 2001).
8. Carte des Desertas montrant des grottes (répertoriées séparément) considérées comme offrant de bonnes conditions pour la reproduction ou de bonnes conditions pour la reproduction seulement par temps calme (Karamanlidis et al. 2004).
9. Evaluations des quantités de phoques moine méditerranéens au Cabo Blanco de 1993 à 1998, avec des intervalles d'annotations fiables à 95%. La courbe de régression exponentielle correspond au modèle du moindre carré ajusté au logarithme naturel des évaluations ponctuelles de 1993 à 1996, pondéré par l'inverse des variations du logarithme transformé (Forcada et al. 1999).
10. Tendance des recensements ("guindola index") des individus (plus âgés que les petits) dans les grottes à reproduction de Cabo Blanco entre 1985 et 2004 (CBD-Habitat 2004).
11. Evolution du repeuplement de la population de phoques moine des Desertas (Costa Neves & Pires 1999).
12. Tendance montrée par les corps de phoques moine (plus âgés que les petits) trouvés sur les plages de Cabo Blanco de 1994 à 2004 (CBD-Habitat 2004)
13. Carte de l'archipel de Madère et de ses zones protégées
14. Zones protégées dans la région d'Aguerguer
15. Réserve satellite de Cabo Blanco (PRM 2003)
16. Parc National du Banc d'Arguin (PRCM, 2003).
17. Zones protégées des îles Selvagem (Portugal) et des Îles Canaries (Espagne), et compris le réseau Nature2000.
18. Zones Spéciales pour la Conservation des Phoques moine (SACMS) dans l'Atlantique oriental.

INTRODUCTION

La Convention des Nations Unies sur le droit de la mer (CNUDM), qui est entrée en vigueur en 1994, est reconnue par la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement (1992) comme la base internationale sur laquelle se poursuit la protection et le développement durable de l'environnement marin et côtier ainsi que de ses ressources. On l'appelle fréquemment la "Constitution des Océans" et forme le cadre juridique international global pour l'exploitation et la protection des océans. Cette convention établit un équilibre entre les droits et devoirs des États côtiers et les droits et devoirs de tous les États liés à l'exploitation rationnelle des océans et de leurs ressources. La Convention engage tous les États qui en font partie à conserver les ressources vivantes de la mer et à protéger la totalité de l'environnement marin.

Les conventions et les accords sont complétés par plusieurs protocoles qui contiennent des dispositions relatives à des mesures concrètes que les parties contractuelles se sont engagées à mettre en œuvre. Certaines conventions sont assorties de "plans d'action" périodiquement révisés et de fonds en fidéicomis établis par les parties contractantes pour le financement de leurs plans d'action.

Les accords internationaux reconnaissent qu'une protection et une gestion efficaces des océans doivent être étroitement liées au développement du territoire d'un pays et que, dans ce contexte, les zones côtières devraient être considérées comme faisant partie intégrante du système qu'une gestion nationale se doit de protéger. Ils reflètent la notion généralement acceptée selon laquelle un développement économique solide doit respecter l'environnement et manifestent le souci de définir la manière de procéder.

Les hésitations des pays en voie de développement à remplir leurs obligations sans aide financière importante ont été reconnues et les pays en voie de développement ont subordonné leur participation à l'octroi de ressources financières supplémentaires leur permettant de satisfaire aux obligations prévues dans les conventions. Le Fonds Mondial pour la Protection de l'Environnement (GEF) a été mis en place par la Banque Mondiale et par les pays fortement intéressés à ce que les conventions soient effectivement mises en œuvre.

La Convention pour la Conservation des Espèces Migratoires (Convention de Bonn), vise à améliorer l'état de conservation des espèces migratrices, moyennant des actions au niveau national et des accords de coopération internationale. Le Secrétariat de la CMS appartient au Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) et durant de nombreuses années, se sont développées sous sa tutelle des actions de conservation en rapport avec cette espèce.

Le phoque moine est inclus dans l'appendice I (espèces en voie de disparition) de la Convention de Bonn. Les États membres se sont engagés à conserver son habitat pour freiner les éléments qui limitent ses mouvements et ses migrations, ainsi qu'à contrôler d'autres éléments menaçants. Ils ont également l'obligation d'interdire sa chasse et sa capture et d'éviter les dérangements qui pourraient lui être causés. Ces dispositions doivent aussi être appliquées, en accord avec le PNUD, par les bateaux des pays membres lorsqu'ils travaillent en dehors de leurs limites de juridiction nationale.

Le Phoque moine est également inclus dans l'appendice II de la Convention, qui comprend les espèces dont la conservation exige des accords de coopération internationale. Ces accords doivent au minimum inclure des dispositions pour la recherche sur l'espèce, des évaluations périodiques sur sa situation, un échange d'information entre les États, des plans de gestion coordonnés, la conservation de l'habitat et le contrôle des éléments qui portent directement préjudice à l'espèce ou qui empêchent ses mouvements ou migrations.

Dans l'aire de distribution du Phoque moine en Méditerranée, il y a seize pays membres: l'Italie, la France, l'Espagne, le Portugal, la Grèce, l'Égypte, Israël, la Tunisie, le Maroc, Monaco, le Sénégal, la Mauritanie, l'Ukraine, la Slovénie, la Roumanie et la Bulgarie.

Lors de la huitième réunion du Conseil Scientifique de la Convention de Bonn (Wageningen 3-5 juin 1998), une proposition pour l'élaboration d'un plan de sauvegarde des populations atlantiques du phoque moine de Méditerranée a été acceptée. Le premier objectif de cette proposition consiste à obtenir un document stratégique et technique, de caractère consultatif, qui définit, justifie et programme les mesures nécessaires pour sauvegarder les populations atlantiques de l'espèce et garantir leur continuité en tant que partie intégrante de l'écosystème. Le Plan doit promouvoir une plus grande coordination internationale afin d'unifier les efforts et les critères pour la conservation de l'espèce. Il doit donc servir d'orientation et de ligne directrice pour les gestionnaires et les responsables des administrations nationales.

Le cadre géographique du Plan coïncide avec l'aire de distribution du phoque moine dans l'Atlantique Oriental, située dans les principaux pays de cette région, c'est à dire le Portugal, le Maroc, l'Espagne et la Mauritanie. La réalisation et la coordination de ce plan ont été confiées au Ministère de l'Environnement espagnol, qui de son côté, a demandé à la Fondation CBD-Habitat de s'occuper de l'élaboration et de la préparation du document technique. En accord avec le caractère supranational du projet, les principales institutions et entités aussi bien publiques que privées qui ont des compétences ou des intérêts pour la conservation de l'espèce dans la région Atlantique, ont été directement impliquées. Ceci a abouti à la création d'un Groupe de Travail technique, composé par les institutions publiques compétentes en gestion et conservation de l'espèce dans son aire de distribution atlantique et qui a participé à l'élaboration de ce document.

La première réunion du WGAMS s'est tenue à Las Palmas de Gran Canaria, les 10 et 11 avril 2000 et un premier projet du Plan fut agréé. Elle décida également de procéder à l'examen du document et d'en débattre avec la communauté scientifique et les personnes intéressées à la conservation de l'espèce. Dans ce but, le coordinateur convoqua la réunion de la Commission IUCN pour la Survie des Espèces et en 2001 un séminaire se tint à Valsain (Ségovie, Espagne) à propos des populations et l'analyse de la viabilité de leur habitat (PHVA), sous la direction du Groupe spécialisé pour la protection de l'allaitement - Conservation Breeding Specialist Group -(CBSG) de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN). Le groupe de travail fut présidé par Ulysses Seal (aujourd'hui disparue) avec la participation du secrétariat du CMS, de 17 représentants des autorités des quatre pays, ainsi que 62 experts internationaux de différents secteurs. Le groupe de travail était divisé en sept groupes selon les chapitres du projet de Plan. Chaque groupe mena des débats et suggéra des

modifications. En 2002 un document rassemblant les résultats de l'analyse (PHVA) fut publié et largement distribué (González et al. 2002a).

Une autre réunion des WGAMS se tint à Dakhla (Maroc), du 12 au 15 octobre 2004, pour réviser le Plan et introduire des recommandations faites par le groupe de travail PHVA. A part les membres du WGAMS, assistèrent aussi à la réunion le Vice-Président du CMS ainsi que des autorités civiles et militaires locales et régionales, de même que des représentants de diverses ONGs et d'agences marocaines (Ministère de l'eau et des forêts, l'Office national des Pêches, etc.). Le séminaire WGAMS produisit donc un nouveau document ainsi qu'un document complémentaire intitulé "Déclaration de Dakhla", qui fait appel à l'aide internationale pour obtenir les fonds et l'appui nécessaires afin de créer une zone marine protégée pour la conservation du phoque moine et un plan de gestion pour un parc national à venir dans la région de Dakhla.

Conformément à ce processus et après approbation technique de la part du WGAMS, les Etats concernés ont l'intention d'utiliser ce Plan en tant qu'appui technique en vue d'un Memorandum d'accord (MoU) dans le cadre de la Bonn Convention, similaires à d'autres memoranda déjà rédigés pour d'autres espèces.

Ce Plan apporte une vision nouvelle de la stratégie de conservation de l'espèce, et concrétise l'engagement des pays de l'aire de distribution de l'espèce (Mauritanie, Maroc, Portugal et Espagne), en tant que signataires de la Convention de Bonn. C'est la première fois que les actions de conservation sont abordées dans la région atlantique avec un esprit de coopération et de coordination internationales.

Cette volonté, ainsi que les résultats positifs obtenus au sein de la population de Madeira et le développement des connaissances acquises au cours des dernières années, laissent entrevoir certaines garanties de succès dans la réalisation des objectifs de ce Plan. En tous cas, le succès du plan dépendra du degré de coordination qui se mettra en place et du niveau des dotations financières.

Le Plan a été rédigé sur la base de considérations de type biologique. Il n'a pas pour objectif d'intervenir ou de résoudre les aspects politiques ou sociaux, son caractère étant exclusivement technique et consultatif. Il stipule, de façon ordonnée et précise, les actions et les mesures recommandées, ainsi que les moyens pour les mettre en oeuvre, pour atteindre l'objectif final. Son but est, de plus, de devenir le document de référence pour toute activité qui pourrait être réalisée par les autorités des pays impliqués ou par d'autres organisations, pour sauvegarder cette espèce et son habitat.

Le plan doit faire preuve d'adaptabilité et de dynamisme dans le temps. Il peut donc faire l'objet de modifications ou d'amendements si il est nécessaire et recommandé, en fonction des nouvelles informations, des changements du statut ou de la variation des problèmes qui concernent l'espèce. Il sera donc périodiquement révisé pour le Groupe de Travail, afin d'y intégrer les changements et les améliorations nécessaires.

PARTIE I

1. HISTOIRE NATURELLE

A. DESCRIPTION DE L'ESPECE

Les phoques moine appartiennent à la famille des *Phocidae*, sous-famille des *Monachinae*. Le genre *Monachus* comprend trois espèces, le phoque moine méditerranéen (*Monachus monachus* Hermann, 1779), le phoque moine hawaïen (*Monachus schauinslandi* Matschie, 1905) et le phoque moine des Caraïbes (*Monachus tropicalis* Gray, 1850) lequel a disparu depuis 1951 (Kenyon 1981).

Le phoque moine méditerranéen figure parmi les espèces de phocidae les plus nombreuses et présente un dimorphisme, les mâles étant légèrement plus grands que les femelles. Les mesures effectuées sur des spécimens de la colonie *Cap Blanc* attestaient 252 cm tête comprise pour les mâles (210-270; n=39) et 237 cm pour les femelles (210-262; n=50; Samaranch & González 2000). Des études préliminaires avaient trouvé que la longueur standard d'une femelle donnant des signes d'ovulation était de 185 cm (Marchessaux, 1989) et celle de quatre femelles enceintes respectivement de 223, 226, 229 et 234 cm (Samaranch & González, 2000). Trois individus de la colonie de *Cap Blanc* pesaient 220 kg (pour un mâle d'une longueur standard de 240cm) (Maigret et al., 1976), 335 kg (mâle) et 300 (sexe non-identifié) (Marchessaux, 1989); et le poids maximum d'un individu adulte sans précision du sexe en provenance de l'Adriatique, était de 360 kg (Gamulin-Brida et al., 1965). La longueur moyenne des nouveaux-nés est de 108 cm (n=38), avec un poids moyen de 14-22 kg (Marchessaux 1989, Samaranch & González 2000). Age et longueur furent mises en corrélation comme fonction d'une courbe de croissance (Marchessaux, 1989).

Le phoque moine de la Méditerranée a un corps de forme allongée, le dos foncé et le ventre plus clair. Les ailerons antérieurs et postérieurs sont placés d'une manière plus latérale que chez les otaries. La tête est arrondie avec un museau proéminent. Les "mystacial vibrissae" varient du jaune clair au brun, sont de section ovale et douces. Leur aileron antérieur est court et couvert de poils, avec une petite griffe à chacun des cinq doigts. Les ailerons ont des ongles mais plus petits comparés à d'autres pinnipèdes. Le premier doigt de l'aileron antérieur mesure environ 25 mm. et la longueur des autres décroît légèrement jusqu'au cinquième doigt. Les ailerons postérieurs sont une orientation vers l'arrière et ne peuvent pas se tourner vers l'avant. Les griffes et les poils nantis d'une palme mince relient les doigts entre eux. La queue est courte et large. Les mamelons au nombre de quatre (2+2=4), contrastent avec la plupart des pinnipèdes qui n'en ont que deux. Le crâne est large comparé à sa longueur et l'extension arrière du mécanisme zygomatique des mâchoires est beaucoup plus grande que dans le cas de la sous-famille *Phocinae*. La dentition répond à la formule: 1 2/2, C 1/1, PC 5/5 (King 1956).

Monachus a le poil le plus court de tous les pinnipèdes, 5 mm seulement chez les adultes et n'a pas de pelage secondaire (Ling 1970). Contrairement à d'autres mammifères, tous les membres de la tribu *Monachini* ont une mue inusuelle selon laquelle les poils tombent avec de vastes couches d'épiderme corné au travers duquel le bulbe des poils pénètre. Des données préliminaires signalent que les femelles de la colonie de *Cap Blanc* muent tout le long de l'année, avec une pointe au mois de mars. Les mâles muent d'avril à octobre avec une pointe en juin (Badosa 1998).

Les adultes montrent par la teinte du pelage un dimorphisme sexuel prononcé. Les six classes d'âge morphologiques, toutes identifiées sur le terrain, ont été décrites (Badosa *et al.* 1998; Samaranch & González 2000) comme suit:

- 1) *nouveau-né*, âgé approximativement de 0-70 jours. Pelage laineux. Nuque, gorge et dos uniformément noirs. Ventre noir interrompu par une zone blanc jaunâtre; plutôt carré de forme dans le cas des femelles et rectangulaire dans le cas des mâles. La première mue de ce pelage commence environ le 45^e jour après la naissance et dure à peu près 25 jours;
- 2) *Jeune*, âgé de 70 jours à 9 mois. Nuque, gorge, ventre et dos gris clair. Aspect arrondi;
- 3) *Juvenile*, âgé de 7 à 23 mois. Nuque, gorge, dos et ventre gris foncé. Aspect plus mince que la classe deux.
- 4) *Sub-adultes*: âgés de 18 à 23 mois, l'appartenance à cette classe est inconnue à ce jour. Nuque, gorge, dos et ventre semi-gris ou gris foncé. Au dos, des cicatrices.
- 5) *Femelle adulte*. Semblable à la classe sub-adulte, mais dont le dos présente plus de cicatrices et une forme de tache dans la région dorsale, appelée écharpe dorsale.
- 6) *Mâle adulte*. Pelage noir excepté la gorge blanche et le ventre qui montre une zone blanche semblable aux bébés mâles. Dos avec des cicatrices mais pas d'écharpe dorsale. Ce pelage apparaît environ vers la quatrième année. Une description plus détaillée est donnée par Marchessaux (1989) et Samaranch & González (2000).

Les sub-adultes et les adultes ont des marques et des cicatrices dans leur pelage dues à l'absence de pigmentation des poils, à la suite de l'interaction physique et des blessures infligées par les phoques. Les marques dorsales semblent plus habituelles chez les femelles que chez les mâles, ce qui suggère qu'elles sont causées par les mâles durant l'accouplement, comme on l'observe chez les phoques moine hawaïïens.

B. BIOLOGIE

Répartition et déplacements

Les phoques moine sont les seuls pinnipèdes tropicaux avec le lion marin de Californie (*Zalophus californianus wollebacki*) et l'ours marine de la Guadeloupe (*Arctocephalus towsendii*). De plus, le phoque moine méditerranéen habite les latitudes les plus basses que l'on ait enregistrées parmi les phocidés (King 1983, Riedman 1990).

Les vestiges les plus anciens que l'on connaisse d'un phoque moine remontent à 15 millions d'années; c'est le fossile pinnipède connu le plus ancien (Ray 1976, Reppening 1981). On considère le genre *Monachus* comme représentant le plus primitif des phoques vivants dû à la présence de caractères anatomiques (structure du crâne, squelette et système veineux) qui préfigurent le fossile monachines le plus récent (par exemple *Monotherium*), découvert dans le bassin atlantique le long du littoral oriental de l'Amérique du Nord, âgé de quelque 14-16 millions d'années (Ray 1976). La structure des parties osseuses de l'oreille indique que *Monachus* est le genre le moins spécialisé des phoques *Monachinae* vivants (phocidés méridionaux). On a donc supposé que le groupe des phoques moine est des fossiles vivants (Reppening & Ray 1977).

L'aire de répartition des phoques moine concerne trois régions: la méditerranéenne et du bassin atlantique oriental, les Caraïbes et le Pacifique (îles Hawaii). Trois théories furent proposées pour expliquer cet éventail et le centre originaire des *Monachini* (voir références chez Lavigne 1998). La première situe l'origine dans le bassin atlantique et propose que *Monachus* ait essaimé depuis la région caraïbe et traversé l'Atlantique vers l'est, en suivant le *Gulf Stream* chaud il y a dix millions d'années. La seconde théorie situe le centre d'origine en Europe où les progéniteurs *Monachus* auraient donné naissance à un certain nombre d'espèces, y compris le phoque moine méditerranéen. Ce lignage aurait traversé plus tard l'Atlantique en direction du Brésil, en suivant les courants équatoriaux dans la partie méridionale de l'Atlantique nord le long de la côte occidentale de l'Afrique du nord. La troisième théorie et aussi la plus récente, suggère que le centre originaire se trouvait dans le Pacifique septentrional. Que tous les pinnipèdes sont monophylétiques en montrerait l'évidence, en accroissant la possibilité de ce que le lignage *Monachine* ait fait sa première apparition dans le bassin pacifique.

Du point de vue historique, l'extension du phoque moine méditerranéen couvre tout le littoral de la Méditerranée et de la Mer Noire, y compris l'Atlantique oriental le long du littoral africain depuis le Détroit de Gibraltar jusqu'à la Mauritanie, et dans les îles océaniques de Macaronésie (Madère, Açores, Canaries et les archipels du Cap Vert). Quelques individus ont également été aperçus en France atlantique, en Gambie et au Sénégal (voir références chez Marchessaux, 1989).

Jusqu'au 14^e siècle, le phoque moine de l'Atlantique se répartissait sur toutes les îles de l'océan et le littoral du continent africain adjacent (Monod 1948). Jusqu'au milieu du 20^e siècle, on pouvait apercevoir fréquemment des individus dans les îles septentrionales de Lanzarote et sur l'île des Lobos de Fuerteventura (Hernández 1986, López-Jurado et al. 1995). Au-delà jusque dans les années 1980, on put l'apercevoir à la Pointe de Sao Lourenço à Madère, où il avait l'habitude de mettre bas (Melo Machado 1979) et sur la côte entre *Cabo Corbeiro* et jusqu'à *Guerguerat*, où on croit aussi qu'il accouchait (Marchessaux 1989; CBD-Habitat 2004).

Aujourd'hui, l'espèce est rencontrée régulièrement dans deux seules régions, la côte de la péninsule du *Cap Blanc* (Maroc-Mauritanie) (Figure 1), avec une colonie reproductrice sur la partie ouest de la péninsule (Figure 2), et l'archipel de Madère avec une autre population reproductrice sur l'île *Desertas* (Figure 3). On a également enregistré la présence occasionnelle de phoques moine aux Iles Canaries (Hernández 1986, López-Jurado et al. 1995) et, en face, sur la côte du Maroc (Bayed & Beaubrun 1987, Bayed 1999), dans la Baie du Lévrier et au Parc national du Banc d'Arguin (Mauritanie) (Marchessaux 1989, Cedenilla & Fernández de Larrinoa 2004a, A. Araujo, communic. pers.). Des individus furent aperçues au Sénégal et en Gambie (Murphy 1998). Aux îles du Cap Vert, - la limite méridionale de leur dispersion connue -, des restes osseux d'au moins quatre phoques, y compris un adulte et un très jeune animal, furent rencontrés en 1990 sur l'île de Sal (Kinzelback & Boessneck 1992) et plus récemment en 1996 (Hazevoet 1999).

Les populations de phoques moine de la Méditerranée et de l'Atlantique se trouvent à ce point distantes entre elles qu'un échange d'individus semble improbable. Les phoques moine ne sont pas réputés migrants mais semblent se disperser largement. Il existe un nombre significatif d'apparitions de phoques en dehors et très

distant des populations reproductrices (voir références chez Marchessaux 1989). Les apparitions sporadiques de jeunes loin des colonies reproductrices suggèrent que des jeunes se dispersent sur de longues distances. Un suivi par satellite de deux jeunes qui avaient été relâchés après leur réhabilitation à *Cap Blanc* et monitorisés durant 55 et 47 jours (Figures 4 & 5), indique que ces jeunes peuvent voyager sur de longues distances (dans ce cas-ci principalement hors du Parc national du Banc d'Arguin) et retournent là où ils avaient été relâchés, environ un mois après (Lopez-Jurado et al. 1998, Mozetich et al. 2002, CBD-Habitat 2004).

Cap Blanc-Guerguerat

La colonie de phoques moine de *Cap Blanc* se situe sur la péninsule de même nom sur la côte méridionale du désert du Sahara (21°02'N, 17°03'W). La côte de *Cap Blanc* a une succession de très hautes falaises. Séparées occasionnellement par des plages de sable d'origine éolienne, qui s'étendent de l'extrême sud de la péninsule de *Cap Blanc* jusqu'à 170 km au nord (*Cabo Barbas*). La péninsule longe le territoire *Guerguerat* au nord et s'étend au sud jusqu'au phare de *Cap Blanc*. Selon González et al. (1997), des phoques moine vivent dans quatre secteurs de ce littoral (Figure 2): *Castillete de la Mesa* ou les falaises de *Tarf el Guerguerat*, sur 2.6 km de hautes falaises situées au cap du même nom; *Costa de las Focas*, 15 km de hautes falaises au sud des falaises de *Tarf el Guerguerat*, vers la région connue comme les plages de *La Agüera* qui comprennent la plage de *Duna Blanca*, environ 1 km. de long; les falaises *Los Arcos* soit 4 km de côte avec de nombreuses grottes amples et profondes, et *Las Cuevecillas* ou *Cueva de los Lobos*, soit 3.2 km de falaises abritant de nombreuses grottes. Dans cette région on a observé au moins huit grottes ayant été utilisées par les phoques: les plages *La Agüera* qui s'étendent quasi sans discontinuer sur près de 21 km à partir des falaises de *Las Cuevecillas* jusqu'à la petite ville de *La Agüera* et, de là encore sur 8 km en direction des falaises du phare de *Cap Blanc*, à l'extrême sud de la péninsule, où une série de falaises s'étend de la *Punta de la Opera* jusqu'à une plage située sur l'autre côté de la pointe du Cap.

Le milieu maritime se caractérise par une large plateforme continentale (largeur approximative de 93 km ou 50 miles marins dans la région de *Cap Blanc*). Le courant nord-est/ sud-ouest du Courant Canarien (une branche du *Gulf Stream* descendant), déplace des eaux froides le long de la côte nord-ouest de l'Afrique et, combiné avec les vents alizés, pousse l'eau riche en nutriments à la surface, suscitant ainsi de hauts niveaux de productivité biologique grâce au puissant et continu upwelling (Miltestaedt 1983, Wolff et al. 1993). L'intensité de upwelling varie suivant le lieu et la saison, en raison de la mouvance des vents alizés tout au long de l'année. L'upwelling fluctue entre 12°N et 33°N et comporte trois zones principales. Au delà de 25°N, l'upwelling se produit d'abord durant l'été; au sud de 20°N, elle se produit durant l'hiver et au printemps, et entre les 20°N et 25°N, tout le long de l'année (Bas et al. 1985, Tilot 1993). La région est classée comme écosystème de Classe 1, à haute productivité (>300gC/m²-yr), sur base des évaluations de productivité primaire globale (Bas et al. 1985a, Bas 1993). Les riches bancs de poissons qu'on y trouve sont dus à la zone du upwelling. Il en résulte que l'accroissement de la productivité globale primaire donne donc lieu à de riches bancs de poissons (Nehring & Holzlohner 1982). Pour une analyse plus détaillée du upwelling au large de la côte nord-ouest de l'Afrique, voir Bas et al.

(1985), Wolff et al. (1993). Et pour une quantification des pêches le long de la côte, voir Baddy et Guénette (2001) ainsi que les rapports de INRH & IMROP, CECAF/FAO.

Les phoques moine se répartissent inégalement le long du littoral de *Cap Blanc*. Les mâles adultes se situent surtout dans des secteurs de hautes falaises où ils semblent être solitaires et défendent un territoire aquatique proche de la base de la falaise (Marchessaux & Muller 1987, Marchessaux 1989, González et al. 1997). La colonie reproductrice comprenant des femelles en âge d'être fécondées et des jeunes ne se trouve que dans deux grottes de *Las Cuevecillas*. On considère cette colonie reproductrice comme la plus grande agglomération mondiale de l'espèce et est la seule à conserver la structure originelle de colonie. La répartition des phoques moine suggère une occupation dissemblable de l'espace par les diverses composantes de la population et, sans doute, une organisation sociale complexe qui mérite de plus amples recherches. Le fait que quelques mâles adultes ont été identifiés à *Cap Blanc*, *Las Cuevecillas* et *Tarf el Guerguerat* (Soriguer 1976, Marchessaux 1989, UB 1995-99), indique un certain degré de mobilité.

Au nord de la péninsule de *Cap Blanc*, se trouve une côte de falaises et de plages qui s'étend sur 180 km entre *Tarf el Guerguerat* et *Cabo Barbas* (dans la région de *Aguerguer*). Cette zone est quasiment inexplorée mais peut offrir un habitat favorable. La seule information à propos du phoque moine le long de cette côte est l'aperçu d'un groupe de cinq phoques pénétrant dans une grotte à *Tarf el Guerguerat* en 1975 (Soriguer, 1976), quelques individus aperçus à *Cabo Barbas* et aux falaises de *Cabo Corbeiro* en 1984 (Marchessaux et Muller 1987) et deux rapports aériens en 1987 (Marchessaux & Aouab 1988). Toutefois, un examen de la mer réalisé en 1990 (El Amrani et al. 1991) n'a pas permis de détecter des phoques à cet endroit. Des informations récentes résultant de questions posées aux pêcheurs locaux suggèrent la présence de phoques dans la région (CBD-Habitat 2004).

Madère

Dans l'archipel de Madère, des phoques moine se rencontrent surtout sur les îles *Desertas*, un groupe de trois îles volcaniques inhabitées (*Deserta Grande*, *Bugio* et *Ilhéu Chão*) se trouvant à près de 20 km au sud-est de l'île de Madère, entre 32°24'N et 32°25'W (Figure 3). La plus septentrionale et la plus petite des îles est *Ilhéu Chão*, longue de 1.6 km et s'élevant jusqu'à un plateau situé à 100 m. au-dessus du niveau de la mer. L'île centrale et la plus grande est *Deserta Grande*, longue de 11.7 km et atteignant 480 m de hauteur.

L'île la plus méridionale est *Bugio*, longue de 7.5 km et haute de 348 m. *Bugio* et *Deserta Grande* ont toutes deux un terrain extrêmement accidenté. La plus grande partie des 37 km de côtes a d'inaccessibles falaises à pic. L'érosion continue de la mer a creusé de nombreuses grottes dans leur structure de basalte, particulièrement quand elle alterne avec du matériau pyroclastique comprimé. Le courant froid prédominant des Canaries affecte ces îles. Les *Desertas*, administrées par le Gouvernement régional, sont inhabitées à l'exception de l'observatoire de *Doca* sur la face occidentale de *Deserta Grande* (voir détails dans Neves & Pires 1999).

Des récits historiques de l'exploration de Madère mentionnent des phoques à *Câmara do Lobos* près de Funchal, suggérant que l'espèce ne se trouvait nulle part ailleurs autour de l'île, ou peu souvent sur d'autres côtes (Neves & Pires 1999). La population de phoques moine à Madère fut virtuellement extirpée au début du 20^e siècle, quoique en 1978 il subsistait une petite colonie de 4 adultes et de 2 jeunes aux environs de *Punta de São Lourenço* (Figure 6), une bande de terre sauvage et éloignée, à l'extrémité la plus orientale de l'île, dominée par des pics (Melo Machado 1979) et qui a disparu (Neves 1991). De récents rapports donnent à penser qu'on a pu observer là des animaux de façon occasionnelle et sporadique, de même qu'en d'autres régions de l'île de Madère (Figure 7), où depuis 1998 on a pu en apercevoir plus fréquemment. (Pires 2001).

Utilisation de l'habitat

L'habitat des phoques moine comprend des zones marines et terrestres utilisées principalement par des membres isolés, pour mettre bas et nourrir.

Des études de la thermorégulation des phoques à *Cap Blanc* indiquent que la température interne varie de 35.9° à 37.5° C, mais des individus peuvent tolérer des changements thermiques solaires et des températures élevées (36.3°C) sans accuser d'hyperthermie (Marchessaux 1989). On a observé que la position du corps sur le sol varie avec la température ambiante. La tache blanche ventrale est plus souvent exposée (78%) à de hautes températures (+20°C) quand l'animal est exposé directement au soleil, mais l'est moins (27%) à des températures plus modérées (-20°C). Des facteurs de thermorégulation jouent sans doute un rôle important dans le choix des emplacements pour reproser (Marchessaux 1989). On a pensé que la coloration foncée des nouveau-nés, dispersant l'énergie lumineuse, pourrait constituer une capacité d'adaptation dans les zones tropicales à radiation solaire intense (King 1956, Marchessaux 1989).

Habitat de repos et pour les jeunes

L'habitat le plus habituellement destiné au repos et aux jeunes, dont on ait des descriptions pour l'époque pré-commerciale (14^e-15^e siècles) dans l'Atlantique, semble avoir été des plages sur les îles et des bancs de sable, où de grandes agglomérations de phoques ont été rapportées (Monod 1948). Les phoques disparurent de ces habitats du fait des hommes qui les poursuivaient, mais survécurent dans des grottes ou des plages protégées par des falaises (González, publication non datée).

Cap Blanc

Le long de la côte occidentale de la Péninsule de *Cap Blanc*, les phoques moine préfèrent les eaux côtières avec des plages abritées et des grottes le long des falaises inaccessibles. Ils se réfugient là sur des plages situées dans ces grottes ainsi que sur des plages à l'air libre protégées par des falaises. (*Bay de l'Etoile* et l'extrémité de *Cap Blanc*). La plus grande concentration d'animaux se

situé dans les grottes sur la côte ouest de la péninsule, où plus d'une centaine d'individus y furent vus réfugiés tous ensemble (González et al. 1997). Des mâles adultes se réfugient aussi sur les plages découvertes (Marchessaux 1989, ULPGC 1995-97, CBD-Habitat 2004) à l'extrémité de la péninsule de *Cap Blanc*, et au nord des grottes de reproduction connues telles que *Los Arcos*. Il existe une corrélation négative significative entre le nombre d'adultes qui se réfugient dans les grottes et les marées basses (Marchessaux 1989). Les mâles adultes font également usage des plages à l'intérieur des grottes à *Tarf el Guerguerat* (CBD-Habitat 2004).

Les femelles accouchent sur d'étroites plages de sable à l'intérieur des grottes et préfèrent celles qui restent sèches à marée haute et sont à l'abri des vagues (Marchessaux 1989, Francour et al. 1990, González et al. 1997). Des observations effectuées de 1993 à 2004 n'ont détecté que deux grottes (grottes n°1 et n°3) où les animaux se réfugient habituellement (González et al. 1997 ; Gazo et al. 2000a, CBD-Habitat 2004). Des examens incomplets effectués à Guerguerat (au nord des grottes) indiquent que des grottes à caractéristiques semblables sont très rares dans la région (Francour et al. 1990, CBD-Habitat 2004). Le niveau du sable sur les plages à l'intérieur des grottes change selon le climat maritime. En automne-hiver il y a des tempêtes et de fortes lames qui réduisent la quantité de sable des plages. Dans le cas de la grotte 3, le sable a presque complètement disparu la rendant inhabitable spécialement à marées hautes. A l'inverse, au printemps et en été, le climat est plus calme et le niveau du sable à l'intérieur des grottes s'élève et reste sec même à marée haute. Ces variations doivent avoir une corrélation significative avec la survie annuelle des petits (Gazo et al. 2000a).

Deux tracés topographiques ces grottes furent associés à la survie des nouveaux-nés, le genre d'accès et la surface de la plage de sable à l'intérieur de la grotte (Gazo et al. 2000a, CBD-Habitat 2004). Le sable et la pente de la plage sont des barrières physiques qui protègent les nouveaux-nés des vagues. Il y a une corrélation négative importante entre le niveau du sable de la cave 3 et la mortalité des nouveaux-nés (Gazo et al. 2000a, CBD-Habitat 2004).

Madère

Dans les *Desertas*, les phoques moine fréquentent aussi des grottes qui peuvent être utilisées comme des lieux alternatifs et temporaires pour accoucher et se reposer. Les abris convenant aux phoques disposent habituellement d'un ou de plusieurs accès (sous l'eau et au-dessus d'elle) conduisant à une surface sèche ou à une plage à plusieurs substrats : sables, galets, pierres ou roche (Pires & Neves 2000). Les phoques utilisent habituellement les grottes à marée basse (Neves & Pires 1999).

Pour allaiter, les femelles préfèrent des grottes ayant une plage surélevée à marée haute et un long couloir d'accès. Cette découverte concorde avec ce que l'on connaît des sites de reproduction pour tout l'éventail de l'espèce, où une plage abritée durant la période de sevrage est essentielle pour la survie des nouveaux-nés (Dendrinis et al. 1999). D'autres caractères importants pour un site de reproduction est l'escarpement de la plage (brise-lames) et un long couloir pour empêcher que les vagues accèdent aux grottes et emportent les

nouveaux-nés (Karamanlidis et al. 2004). Pourtant, comme la marée aux Desertas peut être supérieure à 2.6 m (Neves 1994), seules les plages escarpées resteront à l'abri de l'eau à marée haute. Etant donné que l'escarpement peut changer rapidement en fonction de l'action mécanique des vagues, peu de grottes sont jugées aptes pour la reproduction (Karamanlidis et al. 2004). Cela étant donné, 16 grottes seulement, 12 à *Desertas* et quatre à *Punta do São Lourenço*, sont potentiellement aptes (Figures 8 & 9). Ce profil est bas et ne représente que 17% de l'habitat disponible dans des grottes pour les espèces de l'archipel de *Madère* (Karamanlidis et al. 2004).

Tout récemment, l'élimination des dérangements causés par l'homme a permis à des femelles encore trop jeunes, de réoccuper des plages de reproduction qui avaient été abandonnées (Pires & Neves 2000), ce qui pourrait augmenter la quantité d'habitats de reproduction (Pires et Costa Neves 2000).

Ces dernières années la reproduction s'effectue seulement dans trois grottes (*Tabaqueiro*, *Bufador* et *Lanço do Rico*) et sur une plage (*Tabaqueiro*), toutes situées au sud de *Deserta Grande*, la plus importante d'entre elles étant *Tabaqueiro* (Neves 1994 ; Pires 1997 ; Pires 2003).

Habitat d'alimentation

Cap Blanc

Des observations maritimes de phoques moine furent faites du bord jusqu'à la lisière de la plateforme continentale limitée par les isobathes de 200 m (Marchessaux 1989). La télémétrie par satellite de deux individus montra que, pendant la dispersion juvénile, ils utilisent des eaux du Parc National du Banc d'Arguin probablement comme aires d'alimentation (Figures 4 et 5) (ULPGC 1995-99, CBD-Habitat 2004).

Des études faites à l'aide d'enregistreurs de profondeur et de durée placés sur trois individus (deux mâles adultes et une femelle en cours d'allaitement) de la colonie de *Cap Blanc* (Gazo 1996, UB 1995-99), montrèrent que les zones d'alimentation se situent entre 40 et 60 mètres. Les femelles allaitant plongent jusqu'à une profondeur moyenne de 38 m., au maximum 78 m. Chez un individu des eaux grecques, on a enregistré une profondeur maximum de 180 m. (MoM 2005).

Les données en provenance de TDRs concernant trois jeunes ayant mué récemment (Gazo et al. 1995), montrèrent que les jeunes préfèrent des eaux peu profondes et proches (moins de 10 km) des grottes de reproduction et, quand le sevrage survient, la profondeur de plongée augmente dans des eaux plus profondes (supérieures à 40 m.) et plus éloignées. La profondeur maximale enregistrée à 10 km de distance des grottes de reproduction, fut de 45 m. isobathes.

A Desertas, des observations visuelles montrent que la période d'allaitement est en rapport avec l'inondation à marée haute des grottes

servant au repos et à la reproduction. Les phoques ne s'alimentent pas dans des eaux très profondes, préférant chercher leurs proies entre deux et 25 m. de profondeur (Pires & Neves 1998).

Régime alimentaire

L'information concernant la qualité énergétique de l'alimentation et la diète des phoques moine dans la région, est pauvre et peu abondante. On estime la consommation journalière d'aliments à 5-10% du poids corporel total (Marchessaux 1989). Nous disposons d'information concernant l'alimentation des phoques moine à *Cap Blanc* de 1975 à 2004, établies sur le contenu de 15 estomacs, 13 échantillons d'excréments et 22 observations visuelles de captures directes (Soriguer 1976, Marchessaux 1989, CBD-Habitat 2004). Suivant l'analyse de l'estomac (Tableau I), au moins 77 proies furent identifiées comme appartenant à au moins 15 espèces et consistant pour 58.4% en céphalopodes, 32.5% en poissons et 9.1% en crustacés, parmi lesquels le plus important était l'*Octopus vulgaris* (représentant 5^o.6%). La plupart des proies étaient d'espèces benthoniques, ce qui concorde avec les stratégies de plongée connues (voir ci-dessous). Pendant deux ans, de 1975 à 1976, des crustacés (*Palinuridae*) furent fréquemment trouvés dans les estomacs (n=3) et dans 70% des excréments (n=5), mais dans un seul estomac entre 1984-86 (n=3) ; mais ces dernières années, ils n'apparaissent plus dans les estomacs (n=9). Ceci donne à penser que les crustacés interviennent moins dans l'alimentation ces temps derniers. Cependant, le degré de la digestion et la possibilité de détecter des otoliths de poissons, des restes de céphalopodes et autres restes de crustacés difficiles à digérer, pourraient mettre ces résultats à caution (Tollit et al.1997).

Le comportement de prédation de quelques mâles fut observée à *Cap Blanc*. Il y eut 22 cas de prises de *Dicentrarchus punctatus*, 8 de *Sparidae*, 3 de *Sparus sp* et 1 de *Sparus aurata* (Marchessaux 1989).

Pour Madère, nous avons moins d'information. Des phoques moine furent surpris en surface mangeant des *Bodianus scrofa*, *Sparisoma cretense*, *Sarpa salpa* et *Liza aurata*, et à plusieurs occasions *Sepia officinalis*. On a aussi noté des phoques sub-adultes s'étant nourris de patelles (*Patella sp.*) et de crabes (*Pachygrasus sp.*) (Neves 1998). Un individu capturé accidentellement à Madère avait dans l'estomac 50 maquereaux (*Trachurus sp.*), un *Sparidae* et une raie non identifiée (Sergeant et al. 1978)

Stratégie de predation

Les phoques moine sont considérés comme des prédateurs occasionnels, exploitant les ressources le plus abondantes à un moment donné (Sergeant et al. 1978, King 1983). Les céphalopodes et les crustacés sont relativement faciles à attraper une fois détectée car ils ne peuvent soutenir une fuite de vitesse en nageant quand ils sont poursuivis (Klages 1996).

Les phoques rapportent souvent de grands poissons (par ex. *Dicentrarchus sp.*) et *Octopus* à la surface, où ils sont assommés (Marchessaux 1989, CBD-Habitat 2004). Selon une étude concernant la manière de capture des proies (n=179) chez les adultes mâles de *Cap Blanc* et au cours des marées, 76% de la poursuite a lieu à marée haute et

seulement 12% à marée basse (Marchessaux 1989). La même étude a également mis en évidence la grande variation d'un individu à l'autre pour ce qui concerne le choix de la proie, céphalopodes et crustacés (Marchessaux 1989).

Trois individus de la colonie de *Cap Blanc* (deux mâles et une femelle en période d'allaitement) pourvus d'un enregistreur de plongée (TDR) (Gazo 1996, UB 1995-99) ont montré que les phoques passent le plus part de leur temps dans la mer, 81% dans le cas d'un adulte mâle et 72.2% dans le cas de la femelle-nourrice. Les individus échantillonnés avaient quitté les grottes de repos pour se rendre vers les zones à nourriture, en nageant sous l'eau et même parfois près du fond. Ces mouvements durent de deux à quatre jours. Une fois dans la région de pêche, les phoques plongent plusieurs fois jusqu'à des profondeurs allant de 40 à 60 mètres. Un des mâles plonge jusqu'à un maximum de 29.5 m (en moyenne 25.5). La durée moyenne de chaque plongeon étant de 3.5 minutes. Les femelles en lactation plongèrent jusqu'à des profondeurs moyennes de 38 m., avec un maximum de 78 m. et une durée moyenne de 6 minutes.

On dispose de peu d'information concernant les stratégies alimentaires de l'adulte et se base sur les temps de plongée enregistrés en 1996 chez trois individus (deux adultes mâles et une femelle -nourrice) de *Cap Blanc* (Gazo 1996, UB 1995-99). La plupart des plongeurs étaient semblables à ceux qui sont associés à de la nourriture benthonique, ce qui concorde avec les proies que l'on rencontre habituellement pour la plupart dans les contenus de l'estomac (Tableau 1). Cependant, il appert que les mâles effectuent de plus nombreux plongeurs associés à de la nourriture des profondeurs que les femelles. Quand les animaux plongent à des profondeurs maximales, ils restent un temps plus long sous l'eau, ce qui indiquerait qu'ils peuvent se nourrir mieux à ces profondeurs. La plupart des plongeurs sont effectués entre 6h00 du matin et 18h00 du soir, soit un horaire diurne d'alimentation. Les plongeurs pour se nourrir n'ont pas de rapport avec les migrations verticales de poissons ou de crustacés et sont indépendants de l'horaire des marées (Gazo 1996, UB 1996-99).

Trois jeunes ayant récemment mués, munis d'enregistreurs de plongée TDRs (Gazo et al. 1995), apprirent à plonger dans des eaux peu profondes proches des grottes de reproduction et, quand leur sevrage s'est terminé, le profondeur des plongées augmente, dans des eaux plus éloignées ; contrairement aux adultes, la plupart de leur activité de plongeon s'effectuait durant la nuit.

Reproduction

Le peu d'information dont nous disposons à propos de la reproduction se base principalement sur des individus de la colonie *Cap Blanc*.

Cap Blanc

Les adultes mâles de cette colonie défendent les territoires marins à l'entrée des grottes de reproduction et les régions environnantes. (González et al. 1997, UB 1995-99). Ces territoires aquatiques sont entretenus tout au long de l'année et, dans certains cas, pour de nombreuses années (Marchessaux 1989, UB 1995-99). Appariement et copulation s'effectuent sous l'eau (Neves & Pires 1999, ULPGC 1995-99). Suivant des études génétiques (Pastor et al. 2004), les

mâles s'apparient probablement avec plus d'une femelle, ce qui suggère une polygynie. Quoique la période de gestation soit inconnue, elle semble durer de 9 à 10 mois si l'on se base sur la croissance du fœtus et du bébé nouveau-né (Marchessaux 1989). Les femelles accouchent d'un seul petit, ce qui peut se produire à n'importe quelle période de l'année (ce qui sous-entend que l'accouplement aussi a lieu n'importe quand), bien qu'il se produise plus fréquemment à la fin de l'été ou au début de l'automne (Marchessaux 1989, Gazo et al. 1999, CBD-Habitat 2004). Le phoque moine est le seul phocidé ayant une saison d'allaitement qui dure toute l'année (Riedman 1990). L'intervalle moyen d'une naissance à l'autre chez huit femelles était d'environ 375 jours. Contrairement à la plupart des autres phocidés, les circonstances liées à la reproduction ne sont ni saisonnières ni synchrones (Pastor & Aguilar 2003).

Avant de mettre bas, les femelles partent à la recherche de zones isolées à l'intérieur des grottes, loin d'autres phoques. Elles creusent un trou dans le sable, sans doute avec leurs ailerons antérieurs et leur museau, et défendent l'emplacement de l'approche d'autres phoques par une conduite agressive pendant l'époque de l'accouchement (Layna et al. 1999). Les nouveaux-nés passent le plus clair du temps sur les plages à l'intérieur des grottes. Les bébés plus âgés montrent une grande mobilité et on en a observé ayant effectué des excursions dans l'eau dépassant les 2.2 km sans leur mère. L'allaitement peut durer au-delà de 100 jours et, dans certains cas, jusqu'à 150 jours. L'allaitement a une durée approximativement double comparée aux périodes semblables des autres phocidés (Riedman 1990) et s'arrête progressivement. Cette longue période d'allaitement est exceptionnelle. Les femelles alternent allaitement et pêches en eaux libres livrant pendant ce temps leurs rejetons à eux mêmes (Gazo 1996). Kidnapping et subtilisation du lait sont choses fréquentes. (ULPGC 1995-99, UB 1995-99, CBD-Habitat 2004). On ne connaît pas la composition du lait. Le comportement maternel semble être intermédiaire entre les Otariidés et les Phocidés, probablement plus proche des premiers. Le phoque moine conserve le système ancestral de lactation et les modèles qui ont évolué chez les autres phocidés.

La productivité annuelle entre 1993 et 1996 fut de 44 à 58 nourrissons (González et al. 1997, Gazo et al. 1999). En juin-juillet 1997, un épisode de mortalité massive causa la mort des deux tiers de la colonie, entraînant une sérieuse modification dans les classes d'âge (Forcada et al. 1999) : elle réduisit de plus de 50% le contingent des femelles adultes (Harwood et al. 1998) et affecta les paramètres de la reproduction (González et al. 2002b). La productivité annuelle en 1998-2004 fut de 23 à 29 petits (González et al. 2002b; CBD-Habitat 2004). Les taux de naissance annuels (rapport entre la productivité annuelle et le nombre estimé de femelles adultes) en 1994, 1995 et 1996 furent de 0.37, 0.3 et 0.43 respectivement (Gazo et al. 1999). Le nombre moyen des femelles en âge de reproduction qui mirent bas chaque année avant l'épidémie mortelle de 1997, était estimé à 51.9% (SE=12.4) et le pourcentage des femelles adultes qui accouchèrent avec succès une année après l'autre, équivalait à environ de 30% à 70% (Forcada et al. 2002).

A *Desertas* et *Cap Blanc* des phoques sub-adultes furent observés avec des petits (Neves & Pires 1999, Samaranch & González 2000). Les femelles peuvent atteindre leur maturité sexuelle à 2.5 ans (Gazo et al. 2000b), l'âge le

plus bas que l'on connaisse pour n'importe quelle espèce de phocidés (Riedman 1990).

Desertas

L'accouplement à *Desertas* peut se produire tout au long de l'année, mais chute durant la période de sevrage (Pires 1997). Les naissances ont surtout lieu en octobre-novembre, mais il s'est aussi produit une naissance annuelle au printemps depuis 1999. On a identifié quatre femelles en âge de reproduction (dont trois actives). De 1989 à 2002, la production fut de 25 petits avec une croissance de une à trois naissances par an. On n'a détecté que trois cas de mortalité, concernant tous des petits. Apparemment la période de sevrage survient de 4 à 5 mois après la naissance (Pires 2003).

Taux de mortalité et espérance de vie

La mortalité à un âge spécifique, évaluée en reprenant des comptes-rendus depuis 1993-1998 à *Cap Blanc* (Forcada et al. 2002), est de 59.0% (SD=10.5) pour la classe d'âge de 0-1 an, de 20.8% (SD=5.7) pour celle de 1-2 ans, 10.0% (SD=0.9) pour celle de 2-3 ans, 10.0% (SD=6.1) pour les femelles et 3.4% (SD=0.3) pour les mâles âgés de 3-4 ans ou de plus de 4 ans.

Un autre calcul plus récent des taux de mortalité par classe d'âge à *Cap Blanc*, établi sur des individus recensés de classes d'âge connues (Mozetich et al. 2002), trouva 0.48 (n=102) pour les petits non-sevrés (0-3 mois), 0.23 (n=37) pour les jeunes d'après sevrage (3 mois à 1 an) et 0.20 (n=25) pour les sub-adultes (1-2.5 ans). Le taux de mortalité (y compris la disparition de individus de la colonie) semble être plus élevé chez les petits réhabilités et relâchés dans la nature que pour la même classe d'âge restés dans la nature. 32% seulement des petits nés dans la colonie atteignent la maturité sexuelle (Mozetich et al. 2002).

On ne dispose pas d'information concernant l'espérance de vie pour les phoques moines atlantiques. Un individu dont l'âge fut estimé suivant la technique des couches utilisée chez les carnivores, devait avoir environ 24 ans (Marchessaux 1989). En Grèce, un autre individu dont l'âge fut calculé selon la même technique, avait 44 ans (Reinjders et al. 1997).

Les causes de la mortalité périnatale comprennent la noyade et la faim après avoir été séparée de la mère (Gazo et al. 2000a, CBD-Habitat 2004). D'autres causes sont la maladie, la prédation ou les blessures occasionnées par des animaux plus grands, qui se produisent sans doute mais n'ont pas été rapportées. Le taux de survie néonatale est de 0.62 (Gazo et al. 2000a), semblable à celui d'autres pinnipèdes élevés dans des grottes (Anderson et al. 1979), mais il est plus bas que les taux des pinnipèdes élevés sur des plages au grand air (Riedman 1990). Une autre source de mortalité naturelle peut provenir des baleines assassines (El Amrani et al. 1991) qui sont fréquentes dans ces eaux (Maigret 1980) ; mais leur impact possible n'est pas connu.

C . STATUT ET TENDANCES DE LA POPULATION

Cap Blanc

Jusqu'au 15e siècle au moins, le phoque moine méditerranéen était suffisamment abondant pour justifier des expéditions de chasse pour l'huile de phoque et les peaux. Des récits d'explorateurs rapportent jusqu'à 5000 animaux à Dakhla Bay (Monod 1948). S'il est malaisé d'évaluer l'importance des populations dans un cadre historique, le fait que des phoques moine aient été exploités pour leur huile et leurs peaux, fait penser qu'elles étaient relativement nombreuses. La surexploitation conduisit à leur déclin et à leur extermination pour la plus grande part (Johnson 2004). Dans les siècles récents, le nombre des phoques a continué de décliner à cause de la pêche commerciale pratiquée au milieu du XXe siècle, dans les fonds poissonneux sahariens, responsable de leur poursuite et de la perturbation de leur habitat. Au cours du dernier siècle, une plus grande répartition des aires implique que la population était probablement plus grande qu'à présent (Gonzalez en prépar.).

Il est malaisé d'évaluer avec certitude l'importance de la population de la colonie de *Cap Blanc*. Comme la plupart des pinnipèdes, le temps partagé entre la terre et la mer est très hétérogène et variable si on le compare avec d'autres mammifères terrestres ou aquatiques (Forcada 2000).

Les calculs de population ont quasi exclusivement été centrés sur les grottes de reproduction de *Las Cuevecillas* à l'aide d'une simple énumération (voir références dans Marchessaux 1989) et d'un modèle de capture-recapture (Forcada et al. 1999). Les premières estimations établies sur le décompte sur terre ou sur des plages proches de l'eau, montrent un déclin de 300 individus dans les années 1950, à 80 phoques dans les années 1960 et 60 dans les années 1970 (Marchessaux 1989). Le premier décompte détaillé digne de foi des phoques dans la région fut effectué par voie de terre de 1984-1988 (Marchessaux 1989, Francour et al. 1990) et depuis la mer en 1990 (El Amrami et al. 1991). La tendance de la population des grottes de reproduction de *Las Cuevecillas* fut également confirmée en 1993 et 1994 en recourant à l'*index guindola* (voir González et al. 1997), établi selon une méthodologie employée pour le phoque moine hawaïen (voir Wade & Angliss 1997, NMFS 2003). L'index est obtenu par l'addition du nombre maximum d'individus de chaque classe d'âge supérieure aux petits, recensés dans les décomptes séparés des grottes de reproduction 1 et 3. On considère que le nombre de phoques présents à un moment donné dans une aire donnée (les deux grottes de reproduction dans ce cas-ci) est une fraction inconnue d'un nombre total d'individus pouvant faire usage de cette aire. Ainsi donc, l'index ne peut être pris en considération qu'en tant qu'évaluation minimale des phoques présents. Toutefois, on peut le comparer à d'antérieurs décomptes dans la région qui ont eu recours à la même méthodologie. L'index fut appliqué en assumant que le nombre maximum de phoques fut détecté à marée basse, et de la sorte, les décomptes furent faits dans les deux grottes le même jour à marée basse.

L'évaluation de la population en utilisant le modèle de la capture-recapture avec des données d'identification photographique (en supposant une population fermée avec son erreur d'appréciation), fut réalisée de 1994 à 1998 (Forcada et al. 1999). La composition en classes d'âge de la colonie comprenait 256 individus (52 jeunes, 173 phoques sub-adultes et females adultes, ainsi que 31 mâles adultes). La

proportion entre les phoques n'a pas changé entre 1994 et 1996. Pourtant, à la suite d'une mortalité massive produite en juin et juillet 1997, la proportion des jeunes et des phoques de taille moyenne augmenta de façon significative, de 10% à 29% et de 29% à 35% respectivement. La proportion des adultes mâles et femelles décroit de 44% à 26% et de 18% à 10%. La dimension de la colonie, en supposant une population fermée sans migration (Forcada et al. 1999), évaluée à 317 phoques (95% CI, 236-449), avec un coefficient de variation de 0.06, paraît s'être stabilisée durant cette période. La mortalité massive de 1997 réduisit la population à 109 individus (95% CI : 86-145 ; Tableau 2). Des changements en abondance furent évalués par le plus petit carré de régression du point des captures-recaptures calculé. Le fléchissement était de - 0.0073, mais pas significatif (Figure 9).

Quoique les limites de confiance sont plus larges que souhaitées pour une espèce rare comme le phoque moine, elles indiquent que le nombre de phoques à *Cap Blanc* avant 1997 approchait les 300 individus (plus âgés que les petits et les jeunes). Le nombre d'individus contribuant potentiellement à la reproduction tomba à environ 77 ou moins encore (Forcada et al. 1999). À partir de 2000-2004, selon *l'index guindola*, le nombre d'animaux sur terre (grottes) à des dates et époques standardisées (CBD-Habitat-2004), sembla indiquer une légère récupération (Figure 10).

Selon Forcada et al. (1999), de 1993 à 1997, le nombre des individus d'une colonie resta probablement stable. Cependant, il n'est pas clair si la technique est suffisamment précise pour détecter des modifications à court terme. Des expérimentations de capture-recapture simulées sur la même population furent effectuées pour étudier la relation entre les évaluations de la population et son importance et détecter de possibles diminutions (Forcada 2000). Ces études montrent que les examens de capture-recapture produisent des informations fiables, mais elles ne rendent pas compte d'une diminution modérée ou basse de la population.

Un modèle d'analyse préliminaire d'une population fut appliqué à la colonie de *Cap Blanc* pour étudier l'effet d'une mortalité importante sur la probabilité de son extinction (Derry et al. 1997). La mortalité observée n'a pas élevé radicalement la probabilité d'une extinction, à moins que la population ne soit tombée à moins de 20 individus.

Une analyse très complète de viabilité fut effectuée en 2001 (Forcada et al. 2002) dans le cadre d'une réunion spéciale de la CBSG de la UICN. Elle comprenait les deux populations : *Madère* et *Cap Blanc* (voir appendice 1). En l'absence d'un événement de mortalité catastrophique et d'effets de reproduction, le taux de croissance (r) de la population était de -0.034 sur le modèle de base. Il faut donc s'attendre que la population simulée décroisse en importance à un taux d'environ 3.5% par an. L'impact d'une catastrophe similaire à celle de 1997 fait chuter la ligne de base du taux de croissance de -0.034 à -0.056 , et le risque de disparition s'accroît de 1-2% jusqu'à environ 20% sur une simulation dans un cadre de 50 ans. Un événement catastrophique peut clairement avoir un plus grand impact sur la dynamique et la persistance d'une population de phoques moine.

Le modèle montre également que les caractéristiques d'une totalité de femelles-nourrices sont plus importantes en termes de dynamique d'une population que pour les mâles. Un taux de croissance d'une population est plus sensible à de comparativement petits changements dans le cas de la mortalité de femelles adultes.

Seuls des accroissements minimes de la mortalité d'adultes femelles sont requis pour qu'ait lieu une croissance positive de la population.

En ce qui concerne l'effet de la mortalité des petits sur la dynamique générale de la population à *Cap Blanc*, un léger accroissement de la mortalité des adultes femelles doit être compensé par une diminution relativement plus grande de la mortalité néonatale pour maintenir une trajectoire stationnaire de la population. En prenant pour base un taux de mortalité des adultes femelles de 10.0%, le seuil du taux de mortalité néonatale devrait être 43.5%.

Madère

Les premiers explorateurs portugais qui débarquèrent à *Madère* en 1420 trouvèrent une abondante population de phoques moine (Melo Machado 1979). Cette découverte déclencha une intense période de persécution pour l'huile et les fourrures (Melo Machado 1979, Neves & Pires 1999, Johnson & Lavigne 2003, Johnson 2004). Vers le milieu du 20e siècle, les phoques moine subsistaient seulement dans les parties éloignées, inaccessibles et inhabitées de *Madère*, telles que les îles *Desertas*, en grande partie à cause des pressions exercées par la pêche et le dérangement causé par les hommes. Dans les années 1970, on évaluait l'ampleur de la population à environ 50 animaux (Sergeant et al. 1978) mais elle déclina rapidement jusqu'à 6 à 8 animaux dans les années 1980 (Pires & Neves 2001). Ce déclin fut inversé par la suite grâce à l'application d'un programme de sauvegarde en 1988, avec l'instauration de la Réserve naturelle des îles *Desertas* en 1990 (Neves 1991). Depuis lors, le nombre des phoques moine s'est redressé jusqu'à environ 28 individus (Tableau 11) en 2004 (Pires & Neves, comm. person. 2004). En outre, ces dernières années, autour de *Madère* on en a aperçu plus fréquemment. En 2001, deux rapports ont permis d'identifier une femelle nourricière connue des îles *Desertas*. Ce fut la première confirmation que la dispersion des phoques habitant les îles *Desertas*, comprenait l'île principale de *Madère*. Des animaux aperçus en nombre croissant autour de *Madère* sont probablement dûs en partie à la croissance de la population de phoques des îles *Desertas*, qui a augmenté l'aire de dispersion de la population (Pires 2001).

Selon le modèle d'analyse de la population appliqué aux *Desertas* (Freitas 1996) avec 20% de mortalité juvénile et 6% de mortalité adulte (sans migration aucune), le risque d'extinction serait de 0.12. Le temps moyen jusqu'à la première disparition serait approximativement de 33 ans. Le risque d'extinction s'élève à 0.51 si la mortalité juvénile doublait ou à 0.76 si c'est la mortalité adulte qui doublait. Le modèle montre que l'échange d'individus avec la colonie de *Cap Blanc* affecterait le risque d'extinction (Freitas 1996).

Bien qu'il n'y ait pas d'estimations fiables du nombre total de phoques moine dans les deux colonies atlantiques de reproduction (*Desertas* et *Cap Blanc*), des observations et des études préliminaires par identification photographique indiquent qu'il n'y a probablement pas plus de 200 animaux, environ 26-28 à *Madère* (Costa-Neves report non pub.) et environ 150 à *Cap Blanc-Guerguerat* (CBD-Habitat 2004). En tenant compte que le nombre de phoques moine dans le monde entier est évalué à moins de 400 individus (Reijnders et al. 1997, Gonzalez 2003), la population atlantique représente à peu près la moitié de la population mondiale. Quoique la certitude de pareilles évaluations est sujette à caution, les évaluations suggèrent que la population

atlantique représenterait environ 3% seulement de son ampleur originelle (Pastor et al. 2004).

D. FACTEURS NATURELS INFLUENÇANT LA POPULATION

Sites sous-optimaux de reproduction

Endroits inappropriés comme sites de reproduction

Un habitat ne se prêtant pas à la reproduction fut identifié comme un des facteurs qui pourraient empêcher la renaissance de la population de phoques moine dans la région de *Cap Blanc* (Marchessaux, 1989). Historiquement, les phoques moine utilisaient les plages et les bancs de sable sur des îles ou sur le continent pour s'apparier et probablement se reproduire, vu qu'il existe des comptes-rendus de grands agrégats de phoques sur ces emplacements (Monod 1948). Ils sont bien à l'abri des mers violentes et des prédateurs, et étaient éloignés des lieux habités par les hommes ou inaccessibles. De nos jours, les phoques moine fréquentent les grottes marines, probablement en raison de l'incessante poursuite à laquelle les hommes les soumettent (Sergeant et al. 1978, Marchessaux 1989, Pires & Neves 2000). On a suggéré que les phoques moine survivants auraient modifié d'importants aspects de leur biologie et de leurs modes de comportement (comme l'allaitement dans les grottes) pour répondre aux attaques de l'homme (Sergeant et al. 1978, Marchessaux 1989). Deux seuls autres pinnipèdes font usage de ce type d'habitat sur terre, le ours marin de Guadeloupe *Arctocephalus townsendii* et certaines populations de phoques gris *Halichoerus grypus* aux Îles Britanniques (Sergeant et al. 1978, Reijnders et al. 1997). Dans les deux cas, cela fut considéré un habitat de pis-aller, dû au succès déclinant de la reproduction (Riedman 1990).

La mortalité néonatale dans la colonie de *Cap Blanc* varie selon les saisons et semble augmenter en automne-hiver en raison des tempêtes, des grandes houles océaniques et des marées hautes. La séparation du couple mère-petit (et la mort qui en résulte pour le petit) ainsi que les blessures causées par l'impact des vagues contre les parois rocheuses de la grotte et les falaises, causèrent la majorité des décès (Gazo et al. 2000a, CBD-Habitat 2004). Les zones de plage à l'intérieur des grottes apparurent aussi comme un facteur important en tendant de réduire la mortalité néonatale. Les plages situées dans les grottes disparaissent quasiment quand il y a de très hautes marées et une mer très houleuse. Les vagues peuvent blesser les petits de façon fatale en les projetant sur les parois rocheuses de la grotte (Gazo et al. 2000a, Mozetich et al. 2002). Le taux de survie des petits à *Cap Blanc* est similaire à celui d'autres pinnipèdes naissant dans des grottes, mais moindre que ceux qui naissent sur les plages à l'air libre (Riedmann 1990). On a estimé que cet habitat est un moindre mal pour le phoque moine dû au bas taux de survie des petits (Sergeant et al. 1978, Francour et al. 1998, Marchessaux 1989).

Éboulement des grottes

La côte ouest de la Péninsule du Cap Blanc est formée de roches friables (calcaire) sous l'action des vagues, et les risques d'éboulement des grottes sont très importants (Marchessaux 1989). Parmi les huit grottes connues qui ont été utilisées par les phoques depuis la moitié du siècle dernier, cinq d'entre elles s'étaient déjà écroulées totalement ou partiellement en 1996 (González et al. 1997).

Actuellement, les phoques de la colonie n'utilisent de façon régulière que deux grottes. L'éboulement de l'une d'elles, surtout si cela se produit à marée basse où les phoques sont souvent à l'intérieur des grottes, pourrait causer des mortalités importantes.

Les prospections des côtes qui ont été effectuées au niveau de la Péninsule du *Cap Blanc* jusqu'aux falaises de *Guerguerat* ont montré que les grottes dont les caractéristiques sont similaires à celles que les phoques utilisent actuellement sont rares dans la zone (Francour et al. 1990, CBD-Habitat 2004).

Phytoplaction toxique

L'empoisonnement par des toxines d'algues a été observé chez de nombreux mammifères marins, y compris les phoques moine des Hawaï (Gilmartin 1983) et de cétacés au large du Sénégal durant les années 1970 (Maigret 1979).

De la mi-mai à la mi-juillet 1997, 117 cadavres de phoques moine furent trouvés et examinés sur les plages de la péninsule de *Cap Blanc* (Robinson & Hernández 1998). Les nécropsies montrèrent que les phoques étaient morts par noyade après une paralysie, et des tests immunologiques n'ont pas mis en évidence une infection produite au moment du décès (Harwood et al. 1998). L'épisode de mortalité massive fit disparaître les deux tiers de la colonie en un mois (Forcada et al. 1999). Elle fut attribuée en premier lieu à une intoxication causée par la consommation de certaines proies contaminées par le poison paralysant saxitoxines (PSPs), provenant d'une éclosion d'algues toxiques (Franco et al. 1998, Hernández et al. 1998). Cependant, des analyses par le PSP des mêmes échantillons furent négatives (Osterhaus et al. 1998). Des études postérieures recourant à la chromatographie liquide à haute performance (HPLC) pratiquées sur des chairs de phoques qui étaient morts durant l'épidémie et sur des tissus d'animaux connexes, révéla des pointes d'une durée de rétention qui coïncidaient avec des dérivés de certaines Saxitoxines. Des analyses ultérieures ont identifié les toxines par la Spectrométrie de Masse (MS), renforçant l'hypothèse des biotoxines (Reyero et al. 1999).

Les conditions océanographiques à *Cap Blanc* peuvent favoriser le développement d'éclosion d'algues toxiques (Smayda dans Harwood et al. 1998, González-Ramos et al. 1998). L'une des espèces détectées lors de l'épidémie de 1997, *Gymnodinium catenatum*, est particulièrement bien adaptée à la région. Entre 1971 et 1996, elle était présente dans de nombreuses apparitions de blooms d'algues toxiques le long de la côte atlantique du Maroc (Tagmoute-Talha et al. 1996, Taleb et al. 1998, Joutei 1998). On émit l'hypothèse que la *G. Catenatum* aurait pu être amenée sur les côtes du Maroc par le trafic maritime en provenance de la Galice et du Portugal, ou que cette espèce est native et que les cysts germent sous des conditions climatiques

favorables (Joutei 1998). Il est malaisé de prédire quand elles peuvent apparaître, mais elles ont un effet direct sur le phoque moine. C'est sans aucun doute l'une des pires menaces pour la conservation de la colonie de *Cap Blanc*.

Parasites et maladies

Un ectoparasite, *Lepidophtririus piriformis* (Anoploura), huit cestodes et trois nématodes ont été décrits pour le *Monachus monachus*, mais seule *Anisakisa pegreffii* est un hôte spécifique (King 1956).

Des infections virales et bactériennes furent mises en cause lors de nombreux épisodes de mortalité en masse de pinnipèdes. Le groupe Morbillivirus est le plus souvent cité (voir Harwood & Hall 1990). L'incidence de la maladie à *Cap Blanc* n'a pas été à proprement parler étudiée, mais un nouveau virus (MSMV-WA) fut isolé sur trois individus qui étaient morts lors de l'épidémie de 1997 (Osterhaus et al. 1997, Bildt et al. 1999). Le virus MSMV-WA provient de phoques moine de Grèce par l'intermédiaire du morbillivirus canine et des phocidés (CDV et PDV) et est étroitement lié au morbillivirus (DMV) des dauphins. Des anticorps au du morbillivirus canine (CDV) furent également détectés dans 4 échantillons sanguins sur 17 récoltés durant l'épidémie massive (Osterhaus et al. 1997, Jiddou et al. 1997, Osterhaus et al. 1998). La transmission entre espèces du morbillivirus des cétacés aux phoques moine est aussi possible (Bildt et al. 1999). Les recherches à propos du rôle du morbillivirus sur les dépouilles ne furent pas concluantes. Comme il ne fut détecté que sur trois individus, ce n'est pas lui qui aurait été responsable du décès (Harwood et al. 1997). Dans ce contexte, il fut suggéré que la menace de maladies infectieuses aiguës par des agents pathogènes généralistes (par ex. Morbillivirus) est moindre que des infections chroniques à morbidité peu sévère, en raison du plus petit groupe de population de l'espèce qui empêche que ces agents persistent (Swinton 1997).

Nous ne pouvons écarter l'idée que le MSMV-WA était impliqué dans la mortalité en masse ou qu'il y a joué un rôle opportuniste. Morbillivirus et d'autres agents infectieux possible posent tous un risque aux colonies, qu'il est malaisé de prédire et d'évaluer.

Dépression génétique

Des études génétiques utilisant la mitochondrie DNA ont révélé un échange limité du gène entre les populations méditerranéennes et atlantique des populations de phoques moine au cours des derniers siècles (Stanley 1995, Stanley & Harwood 1996). Actuellement les distances sont si grandes (près de 2000 km) qu'un échange génétique est hautement improbable. Les mêmes études signalent la présence de deux génotypes, l'un dans la population atlantique et la population de Méditerranée occidentale, et l'autre dans la Méditerranée orientale. Les deux populations ont de bas niveaux de divergence et semblent génétiquement compatibles. La population de *Cap Blanc* paraît avoir les plus claires différences de structure génétique.

Suivant des études récentes utilisant le DNA moléculaire (Pastor et al. 2004), des individus de *Cap Blanc* possèdent une variabilité génétique la plus basse parmi les pinnipèdes. En dépit de ces découvertes, et de la petitesse de la population, la

quantité de variabilité en termes de loci polymorphiques et de diversité allélique, est encore plus haute que chez les phoques moines d'Hawaï ou des phoques éléphants du nord, qui ont tous deux eu raison des réductions bien documentées de leurs effectifs (Pastor et al. 2004). Les données suggèrent que la population de *Cap Blanc* a perdu environ 53% de son hétérozygotie à cause d'un *bottleneck* souffert dans le passé (Pastor et al. 2004). Le fait que l'étude ait fait usage de nombreux micro-satellites avec des marqueurs provenant d'autres espèces de pinnipèdes ($A=2.33$; 0.33 m chez Pastor et al. 2004), accroît les doutes à propos de si les résultats reflètent une variabilité génétique basse ou s'ils sont un produit de la méthodologie employée. Cependant, cette étude peut être contestée car elle a fait usage de *primers-microsatellites* en provenance d'autres pinnipèdes et n'obtient aucun loci ayant plus de trois allèles. Le développement récente des microsatellites spécifiques de l'espèce en ce qui concerne les phoques moine de Méditerranée, contribuera probablement à réunir davantage d'information sûre à propos du statut génétique courant (I. Doadrio, in litt.).

Une étude de simulation effectuée par Forcada et al. (2002) estime que le déclin de la population dû à la mortalité massive de 1997 pourrait avoir provoqué une perte de 12% de la variabilité génétique (Derry et al. 1997). Le modèle montre que les effets sur la reproduction sont assez faibles et ne devraient se faire jour que dans le long terme. On a aussi suggéré que la basse variabilité génétique chez les phoques moine de *Cap Blanc* pourrait jouer un rôle dans le degré de gravité de la mortalité massive de même que dans la mortalité des nouveaux-nés et autre mortalité périnatale, sans causes extérieures apparentes (Pastor et al. 2004).

L'incertitude de l'impact des facteurs de l'environnement et de la pression humaine

Le phoque moine se situe à un niveau supérieur dans l'écosystème marin, ce qui représente un bon indicateur du milieu dans lequel il vit. La base de son alimentation est constituée par des crustacés, des céphalopodes et des poissons.

La distribution et l'abondance du phoque moine dépend, sans aucun doute de l'abondance et la distribution géographique de ces espèces-proies. Dans l'Atlantique, les stocks de populations de ces espèces-proies du phoque moine peuvent subir des modifications aux fluctuations des facteurs de l'environnement et à la surexploitation due aux activités de la pêche.

Au bout d'un certain nombre d'années, les changements à grande échelle de l'utilisation mondiale de l'énergie et les conditions climatiques du globe peuvent altérer de façon significative les conditions et processus océaniques dans la région ainsi que le fonctionnement de l'écosystème où vit le phoque moine:

- La modification du flux des grands systèmes actuels peut modifier la répartition et la composition des écosystèmes marins et entraîner de ce fait des conséquences écologiques et économiques de grande importance. Par exemple, la pêche industrielle peut altérer profondément la distribution et l'abondance des bancs de poissons, ainsi que l'ont montré les perturbations causées par 'El Niño'.
- La réduction de la calotte glaciaire polaire, ajoutée à l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique, peuvent conduire à des altérations majeures des caractéristiques spectrales et de l'intensité de la lumière incidente, ce qui, à son tour, peut affecter la périodicité et

l'abondance de la production primaire. Les écosystèmes sont potentiellement vulnérables à ces changements, encore qu'il soit possible que les effets du rayonnement ultraviolet sur les organismes aquatiques aient été surévalués.

- Une des conséquences potentielles du changement du climat est l'accroissement en nombre et en intensité des catastrophes naturelles. Les conséquences de ces événements sur les systèmes marins pourraient être désastreuses, en particulier pour les systèmes littoraux et côtiers.
- Il est, par ailleurs, tout à fait plausible que les changements du niveau de la mer, du régime ambiant des vagues et des schémas d'érosion du littoral entraînent la perte d'un certain nombre d'habitats situés à proximité du niveau de la mer.

Bien que l'on dispose de peu d'information sur ces aspects, l'on peut s'attendre à des effets prévisibles à long terme.

2. IMPACTS HUMAINS CONNUS ET POTENTIELS

Le déclin du phoque moine est le résultat d'interactions adverses avec les hommes, principalement par l'exploitation directe dans le passé et les massacres délibérés, la capture occasionnel dans les grands filets de pêche, la destruction ou la transformation de l'habitat côtier, la surexploitation des pêcheries, la pollution et les blooms d'algues toxiques et les infections virales.

Récolte commerciale et persécution par l'homme

Le phoque moine a été consommé par les habitants du littoral tout au long de la côte du Sahara atlantique au néolithique (Marchessaux 1989). Au moyen Age il fut capturé sur les îles atlantiques de macaronesia par les explorateurs européens et les colonisateurs (Johnson 2004). La chasse aux phoques, principalement aux 14e et 15e siècles, provoqua la disparition des colonies de phoques installées sur les plages. Plus tard et ce jusqu'au 20e siècle, il fut pourchassé, mais dans ce cas-ci en raison des dommages qu'ils provoquaient supposément aux intérêts de la pêche. L'élimination délibérée ou accidentelle des phoques par les pêcheurs, qui considéraient l'espèce comme des rivaux, représente une source importante de mortalité du phoque adulte. Aux Iles Canaries, une étude sociologique destinée à évaluer les comportements des pêcheurs et d'autres collectivités à l'égard des phoques moine (ULPGC 1995-99), a établi que les pêcheurs des bords du Sahara avaient fréquemment des interactions négatives à leur égard et sont ouvertement hostiles à l'espèce. Certains pêcheurs considèrent les phoques comme des rivaux et, pour cette raison, au détriment de leurs intérêts à cause de la quantité de poissons qu'ils attrapent et du dommage qu'ils causent à leur outillage de pêche.

A Cap Blanc, deux cadavres de phoques moine trouvés en 1993 (renseignements personnels de CBD-Habitat) et en 1998 (UB 1995-1999) présentaient des trous qui semblaient avoir été pratiqués par des harpons. En 2004, un phoque moine réhabilité fut retrouvé mort avec des signes clairs d'avoir été tué (Cedenilla & Fernández de Larrinoa 2000b).

A Madère, l'élimination délibérée du phoque moine durant le 20e siècle fut périodiquement dénoncée (Melo Machado 1979, Reiner & dos Santos 1984), la dernière en date étant 1985 (Freitas 1986).

Interaction avec pêcheries

L'interaction provoquée avec les pêcheries est l'une des plus importantes menaces aux mammifères marins (Beddington et al. 1985). Elles peuvent être divisées en *opérationnelles*, quand des mammifères marins interfèrent les instruments de pêche au détriment des animaux (enchevêtrement dans les filets), engins de pêche, ou les deux, et en menaces *écologiques* quand l'interaction entre les animaux et les pêcheries a lieu par l'intermédiaire de parcours trophiques (Gales et al. 2003). Ces deux types d'interaction nécessitent des approches différentes de gestion (Northridge & Hofman 1999).

Enchevêtrement et mortalité dans l'attirail de pêche

Les pinnipèdes sont, parmi les mammifères marins, les plus exposés à l'interaction accidentel ou à la capture dans les filets de pêche à cause de leur nature curieuse et de leur taille (Fowler 1987). Les filets laissés à la dérive et les chalutiers provoquent les problèmes les plus fréquents (Woodley & Lavigne 1991). L'interaction tue souvent les phoques où, sans dommages directs, peut restreindre leurs mouvements, ce qui les empêche d'échapper à leurs prédateurs ou les condamne à mourir de faim.

Ces dernières 20 années, du matériel plastique résistant et élastique a remplacé les fibres naturelles employées par les pêcheries. Les filets en polypropylène et en nylon se sont substitués aux tissages anciens en coton noirci et en lin qui prévalurent peu. Diverses lignes en plastique sont utilisées à présent au lieu du chanvre et d'autres fibres naturelles (Pruber 1987). Les pinnipèdes sont particulièrement sensibles à l'enchevêtrement dans les filets de pêches (Fowler 1998). L'enchevêtrement du phoque moine d'Hawaïi parmi les restes marins est l'une des principales sources de mortalité (Henderson 1990, 2001). En raison de la préoccupation générale pour l'impact de cette sorte de pollution, l'Annexe V de la Convention MARPOL interdit l'abandon de plastiques dans l'océan.

Les petits et les jeunes phoques moine des Hawaïi sont plus susceptibles d'être enchevêtrés dans les filets, tandis que les phoques plus âgés le sont dans les lignes (Henderson 2001). La probabilité de survie pour un phoque ayant été attrapé dans un attirail de pêche dépend du genre d'engins utilisés, de leur comportement et de leurs caractéristiques. Dans ce contexte, on croit que les petits mammifères marins (par ex. les phoques moine) survivent rarement une fois qu'ils ont été en contact ou attrapés dans des filets dérivant (Angliss & DeMaster 1998).

Des rapports furent publiés à propos de phoques moine méditerranéens trouvés morts dans des filets, filets maillants et dérivant, quoique fort peu relatent clairement l'interaction (Sergeant et al. 1978, Woodley & Lavigne 1991, Panou et al. 1993, Wickens 1995, Androukaki et al. 1999). L'enchevêtrement est

considéré comme une importante composante de la mortalité du phoque et l'une des plus sérieuses menaces pour le phoque méditerranéen sur toute son étendue (Israels 1992, Reijnders et al. 1993). L'Atlantique centre-oriental, et particulièrement la région située au-dessus du plateau continental, est l'une des zones de pêche les plus intensément actives du monde. On y emploie une grande variété d'engins comprenant filets, Soriguer (1976) considère que les chaluts et les gillnets constituent la principale cause de mortalité dans la colonie du Cap Blanc, il cite le cas de 4 phoques noyés dans filets. Maigret (1994) cite le cas d'un phoque trouvé mort dans un gillnet en Mauritanie. Avellá et Gonzalez (1984) ont enregistré de nombreuses captures de phoques faites par des pêcheurs espagnols dans la zone du Cap Blanc entre 1947 et 1981. Marchessaux (1988) constata de nombreux cas d'incidents provoqués par des engins de pêche et essaya de quantifier, de façon préliminaire, les effets des captures accidentelles sur la population du Cap Blanc. Cet auteur évalua les captures mortelles dans cette région ce qui concerne la période 1983-1986 entre 10 et 20 animaux/an et considère qu'approximativement 10% des captures accidentelles sont mortelles même si cela dépend de plusieurs facteurs.

Bien qu'il n'ait pas été procédé à une étude en profondeur dans la région, l'information disponible indique que la capture accidentelle des mammifères marins en Afrique occidentale vient des filets de dérive et des pêcheries par chalutiers ou par enchevêtrement dans les restes marins (Maigret 1994). Il existe des données spécifiques à propos des enchevêtrements occasionnels et de la capture des phoques moine. Maigret (1990,1994) cite des cas de phoques ayant été noyés par des filets à monofilaments, en Mauritanie et au Maroc. En 1994 les premières enquêtes effectuées auprès de quelques pêcheurs de *Cap Blanc* indiquent que 85.5% d'entre eux avaient eu connaissance de l'enchevêtrement d'un phoque dans les engins de pêche. 80% d'entre eux affirmèrent aussi que pareille interaction tuerait l'animal (renseignement personnel). Au cours de 1993-2003 on a enregistré quelques rapports de phoques moine montrant la trace d'une gaffe à la partie dorsale ou d'ailerons tranchés et même contenant un morceau de filet dans l'estomac (CBD-Habitat). Selon Marchessaux (1989), la récupération de la population colonie a coïncidé avec la suspension des activités de pêche dans la région à cause de la guerre qui a sévi de 1977 à 1981.

Les captures de phoques moine par des engins de pêche furent rapportés à *Madère* par des gaffes à thon en 1961 (Sergeant et al. 1978), et dans des filets de dérive en 1978 et 1984 (Neves & Pires 1999). On a attribué aux filets à dérive le déclin sévère de la population de phoques moine survivant encore dans les îles *Desertas* dans les années 1980. La remontée en cours est liée à l'absence d'activité de pêche autour des îles (Neves & Pires 1999).

Interactions écologiques

Les mammifères marins sont localisés généralement près ou au dessus des couches d'aliments marins, et semblent avoir eu une influence considérable sur la structure des écosystèmes de l'océan (Kaschner et al. 2002). Donc, l'état des populations de mammifères marins peut refléter la santé d'un écosystème

et rendre compte comment des pratiques de gestion sont supportables (Trites 1997).

Ces dernières cinquante années, la plupart des populations de mammifères marins ont vu leur importance diminuer. Dans de nombreux cas on a supposé que les activités de pêche de l'homme seraient l'un des facteurs principaux affectant les taux de repeuplement (Reijnders et al. 1983, Beddington et al. 1985, Northridge & Hofman 1999). L'extension du phoque moine dans l'Atlantique oriental figure dans la région des pêcheries de la FAO 34.1.3, une des régions le plus intensément exploitées du siècle dernier (FAO 1997). Il s'est également produit une fluctuation dramatique du poissons et des pêcheries ces dernières 10 années (tendances 1990-1999) dans la même région (FAO 1997, 2003), avec un déclin des prises (de 2.3 millions de tonnes en 1990 à 1.8 millions de tonnes en 1999), y compris la majorité des espèces pêchées par le phoque moine. En 1992, 1993 et 1994, se sont produites des baisses aigües. Suivant les comptes-rendus des captures de pêcheries, une grande variabilité affecte la région, résultant du régime des houles (Bas 1993). Dans les années 1980, près de 68% des pêches étaient soit « mûres » soit « vieillissantes », ce qui indique que la région avait été entièrement pêchée dans les années 1980 (Garibaldi & Grainger 2002). Par conséquent, la région est déclarée sévèrement affectée par une pêche excessive (Roy & Curry 2003).

Des interactions écologiques entre les pêcheries et les phoques peuvent avoir aussi des effets adverses sur ces derniers, quand d'importantes d'espèces de proies sont épuisées par les activités de pêche, principalement chez les pinnipèdes parmi lesquels il y a un important interaction entre la diète et les pêches (Kaschner et al. 2002). Le nombre de *Sparidae* dans le banc saharien, une puissante espèce de proie pour les phoques moine, semble avoir décliné de manière sévère depuis les années 1950 au bénéfice d'autres groupes tels que les céphalopodes (Guenette et al. 2002, Balguerias et al., 2000, 2002). Les effets écologiques des pêcheries sur les phoques moine sont inconnus (par ex., la compétition pour les proies ou la modification des ensembles de proies par la suppression d'un prédateur-clé de poissons). Pourtant, des changements dans l'apparition d'espèces de proies dans l'estomac du phoque pourrait être liée aux changements intervenus dans l'abondance des espèces-proies. Des données réunies dans les années 1970 et 1980 à la péninsule de *Cap Blanc* indiquent que la langouste mauritanienne *Panuliris regius* constitue une part importante de la nourriture (Soriguer 1979, Marchessaux 1989) (voir Tableau 1). Toutefois, des analyses d'estomac effectuées depuis les années 1990 ne montrent pas de restes de langouste, ce qui suppose un changement du régime alimentaire (ULPGC 1994-99). Ceci pourrait provenir d'une pêche excessive de la langouste. Divers auteurs indiquent qu'il aurait été trop pêché depuis les années 1950 (Maigret 1978, Fernandez de Larrinoa 2004). Une situation semblable fut décrite concernant le phoque moine des Hawaï, *Monachus schauinslandi*, où il y a corrélation entre l'exploitation de la pêche de la langouste épineuse (qui constitue le régime alimentaire) et le manque de nourriture pour les jeunes et les femelles nourrissières, pour chaque espèce (NMFS 2003).

Pollution

Substances toxiques

Les niveaux de tDDT et de tPCB décelés dans des échantillons provenant de carcasses de 31 phoques moine à *Cap Blanc* sont relativement bas, et coïncident avec ceux qui sont communément détectés chez d'autres mammifères marins, qui montrent des taux normaux de reproduction et de survie (Borrel et al. 1997).

Les transporteurs de mazout contenant des milliers de tonnes d'hydrocarbures naviguent régulièrement dans les zones de l'Atlantique occupées par le phoque moine. Le trafic maritime comprenant le transport d'hydrocarbures est intense dans la région. En 1994, il y eut une inondation d'huile à l'île de Porto Santo (Madère), proche des îles *Desertas*, quoiqu'elle n'ait pas eu d'effets négatifs sur l'habitat de la Réserve naturelle des *Desertas*. Au mois d'août 2003, un gros transporteur s'échoua sur la plage de la Réserve Satellite de *Cap Blanc*. Il était très grand mais vide au moment de l'accident, de sorte que le danger d'une pollution par hydrocarbures de la région protégée provint de son propre carburant. Ces accidents montrent la vulnérabilité des populations de phoques moine exposées au trafic maritime intense. De plus, ce trafic augmentera probablement dans un avenir prochain, quand la Mauritanie commencera à exploiter des gisements marins récemment découverts (Kloff & Spanje 2004).

Impact de la présence de l'homme et perturbations

Les populations de phoques moine ont une longue histoire de perturbations causées par l'homme partout où elles se trouvent (Sergeant et al. 1979, Johnson & Lavigne 1999b). Aujourd'hui, il est prouvé que sans les dérangements causés par l'homme, les phoques peuvent récupérer leurs habitats de reproduction abandonnés il y a longtemps, comme cela s'est produit aux îles *Desertas*, où grâce à l'élimination des dérangements, de jeunes femelles ont réoccupé des plages libres comme habitat de reproduction et amélioré le standard des naissances de la colonie (Pires & Neves 2000).

Les dérangements provoqués par l'homme à la colonie de phoques moine de Cap Blanc ont augmenté progressivement depuis la découverte de la colonie en 1945 (Fernandez de Larrinoa & Cedenilla 2003). Des années 40 aux années 70, les dérangements causés sur terre proviennent principalement du nombre excessif de visiteurs dans la région pour regarder les phoques ou de personnes tirant sur les phoques à coup de fusil ou effectuant des captures vivantes (Maigret et al. 1976, Soriguer 1976). A un moment donné au cours des années 70, la collecte d'anatifes fut entreprise sur cette côte, ce qui fit que les cueilleurs descendaient du haut des falaises partout où des anatifes pouvaient être collectés, y compris dans les grottes servant à la reproduction des phoques moine ou sur n'importe quel habitat potentiel (Fernández de Larrinoa et al. 2002). Cette activité se poursuit toujours, et les perturbations ont seules pu être évitées aux grottes de reproduction connues grâce à la surveillance terrestre effectuée dans la région.

Au cours des deux dernières décennies, dans la zone méridionale d'occupation habituelle du phoque moine du Sahara, la population de Nouadhibou a augmenté de manière exponentielle grâce à l'immigration de personnes provenant de l'intérieur de la Mauritanie et des pays au sud du Sahel. Ce fait a entraîné également un

accroissement notable du degré d'invasion par l'homme de la côte de la péninsule de Cap Blanc. Les symptômes de ce processus d'invasion par l'homme se répercutent sur la colonie de reproduction et ses environs sous la forme soit de recollecteurs d'anatifes, soit de gens pêchant du haut des falaises ou depuis les plages, soit par la création d'un nouveau port de pêche artisanale sur la côte atlantique (*las Ballenas*), soit par la pression accrue exercée par la pêche dans la région, l'introduction de nouvelles techniques de pêche plus dangereuses pour les phoques, les touristes et les curieux sur les plages devant potentiellement être recolonisées, l'extraction de sable des plages pour la construction, etc.

Dans la partie septentrionale du littoral, deux ports de pêche artisanale à D'Khila (*Vialobos la Vieja*) et Corbeiro (*Los Castilletes de Vialobos la Nueva*) maintinrent une activité de pêche pendant plusieurs années jusqu'en 2001, quand ils furent éliminés. La présence de pêcheurs dans ces régions pourrait avoir accru la présence de l'homme sur terre au-dessus des habitats potentiels destinés aux phoques moine situés autour de Cap Corbeiro et de *Vialobos la Vieja*, quoique l'existence de terrains minés pourrait avoir empêché les déplacements de gens dans la région. Aujourd'hui, l'effort de pêche artisanale dans cette région se concentre dans le port de Lamhiriz, à la limite méridionale du littoral en direction de Cap Barbas, qui est également identifié comme un habitat potentiel pour les phoques moine.

L'accroissement de la présence de l'homme et son implantation dans une région amènent comme conséquence que le développement économique induit peut introduire des activités ayant un impact négatif direct ou indirect sur la détérioration de l'habitat et la population des phoques, s'il n'est pas convenablement contrôlé et réglementé, avec pour conséquence finale la détérioration et la perte de l'habitat d'une part, et d'autre part l'augmentation des morts directes de phoques en raison de leur persécution par l'homme ou par l'interaction avec pêcheries.

Dans ce contexte, il existe une grande préoccupation à propos de la croissance continue de Nouadhibou, et la planification de nouvelles installations dans la partie nord (nouvelle Bir Gandouz et projet ou création de la nouvelle La Güera).

3. EFFORTS POUR LA CONSERVATION

Diverses actions faisant partie du Plan viennent juste d'être réalisées depuis l'élaboration de le premier Plan (2000). Le Plan fut adopté en 2003 par le Maroc et la Mauritanie, lors de la réunion de la Haute Commission pour les Pêcheries Maroco-Mauritaniennes (Rabat, 18 février 2003) et par le Portugal et l'Espagne. Une relance fut également faite pour une série de nouvelles activités en vue d'une application plus efficace des mesures de conservation de l'espèce. Les principaux efforts pour sa conservation dans ce contexte, sont:

Efforts de conservation selon les pays

Portugal

En vue de protéger l'espèce, le Service du Parc Naturel de Madère a entrepris en 1988 un programme de Conservation et de Surveillance du Phoque

moine et les îles Desertas furent déclarées Réserve Naturelle en 1990 par décret du 23/05/90. Les activités de pêche réputées dangereuses pour le phoque moine furent éliminées de la Réserve naturelle et une compensation fut accordée aux pêcheurs obligés de modifier leurs activités et leurs pratiques de pêche (Neves & Pires 2000). En outre, il fut procédé à une patrouille régulière des îles par bateau, pour s'assurer de la protection effective à la fois des phoques et de leur habitat. Un programme de surveillance du phoque moine fut établi simultanément. Il est significatif que les phoques aient commencé à établir des plages dans la Réserve naturelle neuf ans après le début du programme de protection.

La *Péninsule de São Lourenço*, à la pointe extrême orientale de l'île de Madère, la dernière place où des phoques moine avaient été aperçus régulièrement sur l'île dans le passé (Melo Machado 1979), fut incorporée au Parc Naturel de Madère en tant que Réserve naturelle. De même, une partie des falaises septentrionales de l'île de Madère, le *Rocha do Navio*, qui comprend aussi des habitats potentiels et où des phoques moine furent aperçus, fut déclarée Réserve naturelle en 1997 (Décret Régional 11/97/M) (Figure 14). En outre, ces régions et la zone marine adjacente jusqu'à une profondeur de 50m. ont récemment été incorporées au réseau Natura 2000 en tant qu'un Site d'importance Communautaire.

Maroc

Une réserve fut créée spécifiquement en 1993 sur la Côte atlantique de la péninsule de Cap Blanc en vue de protéger les phoques moine de l'interaction avec des pêcheries et de restaurer l'écosystème marin. Le règlement fut rénové en 1999 pour dix autres années (*Arrêté n° 1430-99, du 13 jourmada II 1420*) (Figure 14).

La Réserve s'étend de 21°23'00''N à 20°54'40''N et de la côte jusqu'à 12 milles au large. Toutes les activités de pêche sont interdites dans la Réserve et la Royal Navy est responsable des tâches de surveillance.

Une autre disposition complémentaire comprise dans le Plan de Gestion du Poulpe dans la région approuvé en 2001 (Idrissi 2003), est l'interdiction de la pêche au chalut à l'intérieur de la bande des 12 milles entre Cap Bojdour (26°45'N) et Cap Blanc et la restriction de l'expansion au sud de la latitude de 22°10'00''N (près de Lamhiriz) de toutes les pêches artisanales et de l'établissement de pêcheurs sur la côte (Figure 14).

Mauritanie

En Mauritanie, il existe deux zones protégées de phoques moine: la Réserve Satellite du Cap Blanc et le Parc National du Banc d'Arguin (Banc d'Arguin National Park 1988).

La Reserve Satellite of Cap Blanc fut créée en 1986 par décret (86-80) avec le soutien de la FIBA/WWF (Marchessaux 1986). Elle est gérée par le Parc National du Banc d'Arguin et fut spécifiquement destinée à la protection des phoques moine (PNBA 1988). La section littorale mesure 4.2 km de long et la réserve a une superficie totale de 210 ha, y compris une frange de 400m de mer où toutes les activités de pêche sont interdites (Figure 15) (Marchessaux 1986). Elle assure la protection d'un habitat occupé pour mâles adultes.

Le Parc national du Banc d'Arguin, déclaré tel en 1976, comprend une vaste zone marine de 6.245 km² où seules sont autorisées des activités de pêche artisanale effectuées par des pêcheurs traditionnels habitant le Parc (Figure 16). L'importance de ce Parc national semble essentielle comme zone de alimentation pour le phoque en dispersion.

Une autre réglementation complétant les réserves ci-dessus et qui favorise les phoques moine, sont les réglementations de pêche dans la *Baie de Lévrier* et la *Baie de l'Etoile*, et l'interdiction d'employer dans les eaux de Mauritanie, les engins de pêche à monofilaments.

Espagne

Le seul emplacement en Espagne dans le cadre du Plan, où apparaissent occasionnellement des phoques moine et où existe un habitat potentiel, sont les Iles Canaries. Il existe un certain nombre de sites pour la conservation dans les îles, qui sont protégés à divers degrés (Parcs nationaux et Réserves maritimes); la plupart ont déjà été désignés pour être inclus dans le réseau Natura 2000 (Figure 17). Certains parmi ces sites sont considérés comme des habitats potentiels pour le repeuplement des phoques moine (Hernández 1986, Espino et al. 1998).

Pour cette raison, dans le contexte ci-dessus, la contribution de l'Espagne était destinée à prêter assistance et aide financière aux actions conservatoires du phoque moine dans les zones de répartition de l'espèce du Maroc et de la Mauritanie; y compris des projets de développement sociaux avec les ONG et d'aider les autorités locales et nationales. La coordination et les réunions des WGAM ainsi que l'élaboration e la préparation des documents, font partie de la contribution espagnole (Fernández de Larrinoa et al. 2002, Fernández de Larrinoa & Cedenilla 2004).

Critères d'évaluation de la condition des populations du phoque moine dans la région.

Le PHVA (González et al. 2002a) a suggéré que les efforts cités ci-dessus pour reconstituer la population du phoque moine dans la région devraient disposer de critères objectifs qui permettraient d'évaluer le niveau atteint par la restauration de l'espèce. Les critères suggérés furent les suivants:

1) Les recensements et la tendance des recensements du phoque moine plus âgé que les petits, utilisés comme index de dimension de la population ou/et des estimations basées sur les études de capture - recapture utilisant des données d'identification photographique. On a suggéré que ce critère permettrait de considérer la population actuelle en rapport avec la capacité d'occupation de la péninsule de *Cap Blanc* et des *Desertas* par les phoques moine. Bien qu'il n'y ait aucune information disponible à propos de la capacité d'occupation naturelle des diverses populations atlantiques, vu les faibles densités de phoques moine dans les deux régions, les plafonds de population semblent présenter avec précision des limites supérieures de l'accroissement récent de la population (Forcada et al. 2002). Par conséquent, la PHVA a établi un stade initial de population d'environ 600 et 75 individus respectivement pour chaque population, ce qui représente une estimation de la capacité d'occupation (Forcada et al. 2002). Cette capacité d'occupation supposait une population maximale équivalant à la limite de confiance supérieure à 95% de l'évaluation de la plus grande quantité pour la période 1993-1996 (Forcada et al. 1999). Toutefois, cette évaluation devrait être faite et être recalculée et modifiée si nécessaire, et une recherche ultérieure devrait être effectuée pour rendre ces chiffres acceptables dans une analyse complète.

Des recensements complémentaires et une tendance à recenser les petits, utilisés comme index de natalité, pourraient fournir une vérification indépendante du chiffre et de la tendance des populations. Des recensements annuels de nouveaux-nés furent effectués pour la première fois en 1989 dans les *Desertas* (Neves 1991) et en 1994 à *Cap Blanc* (González et al. 1997).

2) La répartition et la tendance du phoque moine en d'autres régions de l'espèce. La réoccupation de l'aire de distribution, en rapport avec leur importance sur une période relativement récente moyennant une information fiable, pourrait être employée comme critère d'évaluation de succès du Plan. Dans ce contexte, l'information disponible concernant la répartition du phoque moine dans les années 70 et 80 (voir section B) a mis en évidence la présence habituelle du phoque moine, principalement des régions de *Las Cuevecillas* et des *Desertas*, et probablement sur la côte de *Guerguerat-Vialobos* (Maroc) et à la *Pointe de São Lourenço* (Madère). La réoccupation de l'espèce dans ces deux régions devrait constituer un critère à prendre en considération afin de détecter la restauration de l'espèce dans la région.

4. CONCLUSIONS

Bien qu'il soit certain que dans le passé, probablement plusieurs milliers de phoques moine furent tués pour des raisons commerciales, et que des facteurs humains ont contribué à leur déclin, il ne faut pas écarter l'intervention d'autres facteurs tels que les changements à grande échelle du milieu ambiant. Pour toute la majeure partie de la distribution de l'espèce dans l'Atlantique, des données de recensement furent rassemblées dans les dernières 20 années et les principales menaces identifiées; il n'y a pas d'information concernant les autres changements de la population qui ont pu survenir avant cette période. Les données disponibles à propos de l'abondance du phoque moine dans l'Atlantique oriental qui a existé à travers les époques, ne sont pas aussi complètes comme on le souhaiterait; mais il est certain qu'un plus grand déclin de la population s'est produit depuis les temps passés. Tout récemment, le déclin le plus dramatique fut la mortalité en masse de 1997.

L'augmentation de la présence de l'homme dans les milieux marins et terrestres de la région a dérangé d'importants habitats. De même, le développement et l'expansion des pêcheries commerciales sur toute l'aire de distribution de l'espèce, peuvent avoir entraînés des modifications au détriment des ressources alimentaires des phoques moine. Et bien que l'information concernant les facteurs ayant contribué récemment au déclin de la population du phoque moine, soit rare et provisoire, il est urgent d'entreprendre des actions immédiates pour le préserver d'ultérieurs déclin de population. Les actions immédiates qui devraient être entreprises incluent des efforts pour réduire la mortalité causée par l'homme au niveau le plus bas possible, la protection des habitats importants et l'assurance des ressources alimentaires.

Le phoque moine de la Méditerranée, en tant qu'un des animaux le plus en danger au monde, réclame une très haute priorité de conservation. Sa conservation est un pas important pour enrayer la destruction de la biodiversité, surtout depuis que les phoques moine ont été considérés comme l'un des étendards des espèces menacées. C'est aussi un élément-clé de la santé de l'écosystème, de sorte qu'il pourrait être utilisé dans un avenir prochain comme un indicatif de la possibilité du maintien des pêches qui ont lieu dans la région. Les phoques moine peuvent aussi constituer dans l'avenir une ressource économique potentielle pour les peuples de la région, si un Parc national ou d'autres zones protégées sont établies dans la région, pouvaient gérer de manière adéquate et contrôler les impacts de l'homme. En outre, l'espèce est importante aussi en raison d'aspects scientifiques importants. Elle est considérée comme étant l'espèce la plus ancienne des phoques vivants et, donc, un "fossile vivant". L'espèce a des caractères et présente des comportements à partir desquels le reste des phocidés a évolué. Certains aspects de leur biologie et de leur écologie furent interprétés comme une adaptation aux conditions de l'environnement de latitudes plus chaudes.

5. REFERENCES

- Anderson, S., J.R.Baker, J.H.Prime & A.Baird. 1979. Mortality in Grey seal pups: incidence and causes. *Journal of Zoology (London)* 189: 407-417.
- Anderson, R.C., A.E.Bowles, L.F.Wolski & H.L.Stinson. 1998. Behavioral responses and habituation of captive Harbor seals (*Phoca vitulina*), California seal lions (*Zalophus californianus*) and Commerson's dolphins (*Cephalorynchus commersonii*) to nets with and without a pinger. Presented at the World Marine Mammal Conference. Monaco, 19-20 January 1998. The Society for Marine Mammalogy & The European Cetacean Society.
- Androukaki, E., S. Adamantopoulou, P. Dendrinou, E. Tounta and S. Kotomatas. 1999. Causes of mortality in the Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*) in Greece. *Contributions to the Zoology & Ecology of the Eastern Mediterranean Region* 1 : 405-411.
- Angliss, R.P. & D.P. DeMaster. 1998. Differentiating serious and non-serious injury of marine mammals taken incidental to commercial fishing operations. NOAA Tech. Mem. NMFS-OPR-13.
- Avella, F.J., & L.M. Gonzalez. 1984. Some Data on the Monk Seal (*Monachus monachus*) in the Eastern Atlantic. In: K. Ronald & R. Duguay, eds. *Second International Conference on the Monk Seals, La Rochelle/France, 5-6 October 1984. Annales de la Société des Sciences Naturelles de la Charente-Maritime. Supplement, december 1984: 56-59.*
- Badosa, E. 1998. When does the Mediterranean monk seal moult? In: *The World Marine Mammal Science Conference. Workshop on the Biology and Conservation of the World's Endangered Monk Seals, Monaco, 19-20 January 1998. The Society for Marine Mammalogy & The European Cetacean Society: 35.*
- Badosa, E., E. Grau, F. Aparicio, J.F. Layna, & M.A. Cedenilla. 1998. Individual variation and sexual dimorphism of coloration in Mediterranean monk seal pups (*Monachus monachus*). *Marine Mammal Science* 14 (2): 390-393.
- Baddy, M., and Guénette, S., 2001. The fisheries of the Atlantic coast of Morocco 1950-1997. pp:191-205. In: *Fisheries impacts on North Atlantic Ecosystems: Catch, Effort and National/Regional Data Sets*. Ed. by S. Guénette, V. Christensen and D. Pauly, Fisheries Centre Research Report 9(3).
- Balguerías, E., M. Quintero & C.L. Hernández-González. 2000. The origin of the Saharan Bank cephalopod fishery. *ICES Jour. of Marine Science* 57:15-23.
- Balguerías E., M.T.García, A. Ramos, I. Sobrino, L.Fernández & T. García .2002. The Spanish fisheries along the West African coast from the middle to the end of the 20th century. *Pêcheries maritimes, écosystèmes et sociétés en Afrique de l'Ouest: un demi-siècle de changement. International Symposium on marine fisheries, ecosystems and societies in West Africa: Half a century of change Dakar, 26-28 June 2002.*

- Bas, C. R. Margalef & P. Rubies 1985. Simposion Internacional sobre las areas de afloramiento más importantes del oeste africano (Cabo Blanco y Benguela). Instituto de Investigaciones Pesqueras. 2 Vols. 1114 pp.
- Bas, C. 1993. Long-term Variability in the Food Chains, Biomass Yields, and Oceanography of the Canary Current Ecosystem," in Kenneth Sherman, et al. (eds.), Large Marine Ecosystems: Stress, Mitigation, and Sustainability. Washington, D.C. American Association for the Advancement of Science. pp.94-103.
- Bayed, A. & P. Beaubrun. 1987. Les mammifères marins du Maroc: Inventaire préliminaire. *Mammalia* 51: 437-446.
- Bayed, A. 1999. Observations of seals on the North Atlantic Moroccan coasts. In: 13th European Cetacean Society Annual Conference, European Seals Workshop, Valencia, Spain, 5 April 1999: 43.
- Beddington J.R., H. Beverton & D. Lavigne. 1985. Marine Mammals and Fisheries. George Allen and Unwin, London.
- Bildt, M. van de, L. Vedder, B. Martina, B.A. Sidi, A.B. Jiddou, M.E.O. Barham, E. Androukaki, A. Komnenou, S. Niesters & A. Osterhaus, 1999. Morbillivirus in Mediterranean monk seals. *Veterinary Microbiology* 69: 19-21.
- Borrell, A., A. Aguilar, & T. Pastor. 1997. Organochlorine Pollutant Levels in Mediterranean monk seals from the Western Mediterranean and the Sahara Coast. *Marine Pollution Bulletin* 34 (7): 505-510.
- Cedenilla M.A. & P.F. de Larrinoa. 2004a. Monk seal carcass in Banc D'Arguin National Park. *The Monachus Guardian* 7 (1): June 2004.
- Cedenilla M.A. & P.F. de Larrinoa. 2004b. Rehabilitated seal 'Weam' found dead. *The Monachus Guardian* 7 (2): November 2004.
- CBD-Habitat. 2004. Monk seal conservation project in Mauritania-Morocco. Annual Report 2004. Fundacion CBD-Habitat, Madrid
- Dendrinis, P., Kotomatas, S. & Tounta, E. 1999. Monk seal pup production in the National Marine Park of Alonissos-N. Sporades. *Contributions to the Zoogeography and Ecology of the Eastern Mediterranean Region*, 1, 413-419.
- Derry, J.F., J. Halley, & J. Harwood. 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. In: J. Harwood, D. Lavigne & P.J.H. Reijnders, eds. *IBN Scientific Contributions 11. Workshop on the causes and consequences of the 1997 mass mortality of Mediterranean monk seals in the Western Sahara*, Amsterdam, 11-13 December 1997.
- Diop, M. & M.V. Mohamed. 1990. La pêche artisanale en Mauritanie, résultats des enquêtes cadre de l'année 1989. *Bull. Centr. Rech. Oceanog. Pêches Nouadhibu* 20 :41-65

- El Amrani, M., S. Hajib, P. Robert, & P. Escoubet. 1991. Observations sur la population de Phoque Moine (*Monachus monachus*) entre le Cap Barbas et la peninsule du Cap Blanc. In: Directorate of Environment and Local Authorities, ed. Seminar on Conservation of the Mediterranean Monk Seal – Technical and Scientific Aspects, Antalya/Turkey, 1-4 May 1991. Council of Europe Press, Strasbourg/France, T-PVS (91) 25 : 25-29.
- Espino, F., R. Herrero, L. Morales, & L.F. Lopez-Jurado. 1998. A study of the suitable habitat availability for the Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*) in the Eastern Canary Islands. In: World marine Mammal Science Conference. Workshop on the Biology and Conservation of the World's Endangered Monk Seals, Monaco, 19-20 January 1998. The Society for Marine Mammalogy & The European Cetacean Society: 39.
- FAO. 1997. Review of the state of world fisheries resources: Marine fisheries. 4. Eastern Central Atlantic. FAO Statistical Area 34. FAO Fisheries Circular 920.
- FAO. 2003. Trends in oceanic captures and clustering of large marine ecosystems. 2 studies based on the FAO capture database. FAO fisheries technical paper 435. 71 pages.
- Fernández de Larrinoa, P.F., I. Mozetich & M.A. Cedenilla 2002. Conservation actions on the Cabo Blanco Peninsula – a new approach. *The Monachus Guardian* 5 (2): November 2002.
- Fernández de Larrinoa, P.F. & M.A. Cedenilla 2003. Human disturbance at the Cabo Blanco monk seal colony. *The Monachus Guardian* 6 (1): June 2003.
- Fernández de Larrinoa, P.F. & M.A. Cedenilla 2004. Third Monk Seal Recovery Plan meeting held in Dakhla. *The Monachus Guardian* 7 (2): November 2004.
- Fernández de Larrinoa, P. 2004. Estado de la población de Langosta Verde (*Panulirus regius*) en el entorno de la colonia de Foca Monje del Mediterráneo de la península de Cabo Blanco (Mauritania). Tesina Licenciatura. Departamento Ecología. Universidad Autónoma de Madrid.
- Forcada J. 2000. Can population surveys show if the Mediterranean monk seal colony at Cap Blanc is declining in abundance?. *Journal of Applied Ecology* 37(1):171-181.
- Forcada, J., P.S. Hammond, & A. Aguilar. 1999. Status of the Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*) in the western Sahara and the implications of a mass mortality event. *Marine Ecology Progress Series* 188 : 249-261.
- Forcada, J., I. Mozetich & P. Miller. 2002. Risk Assessment and Population Modeling. In González, L.M., B. Heredia, A. Araujo, J. Worms, P.S. Miller & U. Seal (eds.) 2002. Population and Habitat Viability Assessment for the Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*) in the Eastern Atlantic. Workshop report. Apple Valley, MN: IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group.
- Fowler, C.W. 1987. Marine debris and northern fur seals: a case study. *Mar. Poll. Bull.* 18:326-335.

- Fowler, C.W.1988. A review of seal and sea lion entanglement in marine fishing debris. In *Proceed. of the N.Pacific Rim Fishermen' Conference on marine debris* (oct.-1987, Hawaii). Alverson D. & A.June (eds). Natural Resources Consultants, Seattle, pp: 16-23.
- Franco, J.M., M.I. Reyero, E. Cacho, A. Martinez, & S. Fraga. 1998. Possible presence of PSP toxins in monk seals (*Monachus monachus*) from Cabo Blanco colony (Mauritania). In: *World marine Mammal Science Conference. Workshop on the Biology and Conservation of the World's Endangered Monk Seals*, Monaco, 19-20 January 1998. The Society for Marine Mammalogy & The European Cetacean Society: 40.
- Francour, P., D. Marchessaux, A. Argiolas, P. Campredon, & G. Vuignier. 1990. La population de phoque moine (*Monachus monachus*) de Mauritanie. *Revue d' Ecologie* 45 (1): 55-64.
- Freitas, L. 1996. O Lobo marinho nas Ilhas Desertas. Estado actual, Conservação e Perspectivas Futuras da colonia do Lobo marinho (*Monachus monachus*) nas Ilhas Desertas. Secretaria Regional de Edição. Funchal, Madeira
- Gales, N., M.Hindell & R.Kirkwood. 2003. *Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues*. CSIRO Publ. Colingwood Victoria. Australia
- Gamulin-Brida, H., M. Kamenarovic, & Z. Mikulic. 1965. Sur la distribution du phoque moine dans l'Adriatique. *Rapp. P.V. Comm. Int. Explor. Scient. Medit.* 18 (2): 257-260.
- Garibaldi L. & R.Grainger . 2002. Chronicles of catches from marine fisheries in the Eastern Central Atlantic for 1950-2000. *International Symposium on marine fisheries, ecosystems and societies in West Africa: Half a century of change* Dakar, 26-28 June 2002.
- Gazo, M. 1996. Diving activity of lactating and recently weaned pups of Mediterranean Monk seals on the Cabo Blanco Peninsula. In: P.G.H. Evans, ed. *10th Annual Conference of the European Cetacean Society*, Lisbon/Portugal, 11-13 March 1996. Cambridge University Press. *European Research on Cetaceans* 10 : 316-320.
- Gazo,M., A.Aguilar & L.M.González. 1995. Design of boundaries of protected areas for mediterranean monk seals (*Monachus monachus*) using diving activity data. In: P.G.H. Evans, ed. *9th Annual Conference of the European Cetacean Society* 1995. Cambridge University Press. *European Research on Cetaceans* 9 :
- Gazo M., J.F.Layna, F.Aparicio, M.A.Cedenilla, L.M.González & A. Aguilar, 1999. Pupping season, perinatal sex ratio and natality rates of the Mediterranean monk seal from the Cabo Blanco colony. *Journal of Zoology (London)* 249: 393-401.
- Gazo, M., F. Aparicio, M.A. Cedenilla, J.F. Layna, & L.M. Gonzalez. 2000a. Pup survival in the Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*) colony of the Cabo Blanco peninsula (Mauritania). *Marine Mammal Science* 16 (1): 158-168.

- Gazo, M., L.M. Gonzalez, & E. Grau. 2000b. Age at first parturition in Mediterranean monk seal monitored long-term. *Marine Mammal Science* 16 (1): 257-260.
- Gilmartin, W. 1983. Recovery Plan for the Hawaiian Monk seal (*Monachus schauinslandii*). US Dep. Commerce. NOAA/NMFS. SouthWestern Region. Terminal island California.
- Gonzalez L.M. 2003. Mediterranean Monk seal (*Monachus monachus*): Up-date of the status an conservation progress 12th Scientific Council/CMS, Glasgow, Bonn Convention.
- Gonzalez, L.M., A. Aguilar, L.F. Lspez-Jurado, & E. Grau. 1997. Status and Distribution of the Mediterranean Monk Seal *Monachus monachus* on the 'Cabo Blanco' Peninsula in 1993-1994. *Biological Conservation* 80 : 225-233.
- González, L.M., B.Heredia, A.Araujo, J.Worms, P.S.Miller & U.Seal (eds.) 2002a. Population and Habitat Viability Assessment for the Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*) in the Eastern Atlantic. Workshop report. Apple Valley, MN: IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group.
- González, L.M., Cedenilla,M., Aparicio,F., & Fernandez,P. 2002b. Changes in the breeding variables of the Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*) colony of Cabo Blanco after a mass-mortality episode. *Mammalia* 66(2):173-182.
- Gonzalez-Ramos, A., P. Coca, A. Del Campo, M. Carrillo, & L.F. Lopez-Jurado. 1998. Red Tide monitoring using AVHRR imagery in the Northeast Atlantic. In: *The World Marine Mammal Science Conference. Workshop on the Biology and Conservation of the World's Endangered Monk Seals.*, Monaco, 19-20 January 1998. The Society for Marine Mammalogy & European Cetacean Society: 19.
- Guénette S., E. Balguerías and M.T.García. 2002. Spanish Fishing Activities along the Saharan and Moroccan Coasts. *International Symposium on marine fisheries, ecosystems and societies in West Africa: Half a century of change* Dakar, 26-28 June 2002.
- Harwood, J. & A. Hall. 1990. Mass mortality in marine mammals: its implication for population dynamics and genetics. *Trend in Ecology and Evolution* 5(8): 254-157.
- Harwood, J. 1998b. What killed the monk seals?. *Nature* 393 (6680): 17-18.
- Harwood, J., D. Lavigne, & P. Reijnders, eds. 1998. Workshop on the causes and consequences of the 1997 mass mortality of Mediterranean monk seals in the western Sahara. Amsterdam 1-14 December 1997. *IBN Scientific Contributions* 11. International Fund for Animal Welfare (IFAW); Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO), Wageningen/The Netherlands: 1-32.
- Hazevoet, C.J. 1999. Monk seals in the Cape Verde Islands. *The Monachus Guardian* 2 (2): 60-61.

- Hernández, E. 1986. Historical data of the Mediterranean Monk seal in the Canary islands and notes for its future reintroduction. In: 1st Expert Meeting on the Mediterranean Monk Seal, Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Strasbourg/France, 15-16 Sept. 1986. Council of Europe. T-PVS (86) 8 : 1-11.
- Hernandez, M., I. Robinson, A. Aguilar, L.M. Gonzalez, L.F. Lopez-Jurado, M.I. Reyero, E. Cacho, J. Franco, V. Lopez-Rodas, & E. Costas. 1998. Did algal toxins cause monk seal mortality?. *Nature* 393 (6680): 28-29.
- Henderson. J. 1990. Recent entanglement of Hawaiian monk seals in marine debris. NOAA Technical Memorandum NMFS 154. : 540-553
- Henderson. J. 2001. A pre-and post MARPOL Annex V summary of Hawaiian monk seals entanglement and marine debris accumulation in the Northwestern Hawaiian islands. *Mar. Poll. Bull.* 42 : 590-597.
- Idrissi, M'Hamed. 2003. Phoque Moine de Méditerranée: Population Atlantique sud du Maroc: Quelques actions de préservation. INRH.Centre Régional de l'INRH – Région Oued Eddahab – Lagouira. INRH Report 2003.
- Israëls, L.D.E. 1992. Thirty Years of Mediterranean Monk Seal Protection – A Review. *Mededelingen* 28: 1-65.
- Jiddou, A.M., E. Vedder, B. Martina, S. Dedaii, M. Soueilem, M. Diop, A.S. Ba, & A. Osterhaus. 1997. Memorandum on the mass die-off of monk seals on the Cabo Blanco peninsula. December 1997, CNROP/SRRC: 1-22
- Johnson, W.M. 2004. Monk seals in post-classical history. The role of the Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*) in European history and culture, from the fall of Rome to the 20th century. *Mededelingen* 39. Netherlands Commission for International Nature Protection, Leiden: 1-91, 31 figs
- Johnson, W.M. & Lavigne, D.M. 1999a. Monk seals in antiquity. The Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*) in ancient history and literature. *Mededelingen* 35: 1-101. The Netherlands Commission for International Nature Protection, Leiden: 1- 128, 17 figs
- Johnson, W.M. & D.M. Lavigne. 1999b. Mass tourism and the Mediterranean monk seal. The role of mass tourism in the decline and possible future extinction of Europe's most endangered marine mammal, *Monachus monachus*. *The Monachus Guardian* 2 (2):
- Joutei L.T. 1998. *Gymnodinium catenatum* Graham blooms on Moroccan waters. In B. Reguera, J.Blanco, M.L.Fernández & T.Wyatt (eds.). *Harmful Algae*. Xunta de Galicia & Intergovernmental Oceanographic Comisión of UNESCO pp: 66-67
- Karamanlidis, A.A., R. Pires, H.C. Neves and C. Santos. 2003. Habitat of the endangered Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*) at São Lourenço–Madeira. *Aquatic Mammals* 29:400-403.

- Karamanlidis, A., R. Pires, N. C. Silva & H. C. Neves. 2004. The availability of resting and pupping habitat for the Critically Endangered Mediterranean monk seal *Monachus monachus* in the archipelago of Madeira. *Oryx* 38: 180-185.
- Kenyon, K.W. 1981. Monk seals - *Monachus Fleming*, 1822. In: S.H. Ridgway & R.J. Harrison, eds. Vol. 2. Seals. *Handbook of Marine Mammals*. Academic Press London, New York: 195-220.
- King, J.E. 1956. The Monk Seals (Genus *Monachus*). *Bulletin of the British Museum (Natural History) Zoology*, London 3 (5): 201-256, 8 pls.
- King, J. E. 1983. *Seals of the World*. British Museum (Natural History). Oxford University Press, London, Oxford: 104-108.
- Kinzelbach, R. & J. Boessneck. 1992. Vorkommen der Mönchsrobbe (*Monachus monachus*) auf Sal (Kapverdische Inseln). *Zeitschrift für Säugetierkunde* 57 (1): 58-59.
- Klages, N.T. 1996. Cephalopods as preys. II. Seals. *Phil. Trans. Royal Soc. London B* 351:1045-1052.
- Kloff, S. & T. van Spanje. 2004. A review of woddside's draft Environmental impact statement of the Chingueti offshore oil development Project in Mauritania. Mineral Policy Institute. January 2004. 15 pp.
- Kaschner, K., R. Watson, V. Christensen, A.W. Trites and D. Pauly. 2002. Modeling and mapping trophic overlap between marine mammals and commercial fisheries in the North Atlantic. In D. Zeller, R. Watson, T. Pitcher and D. Pauly (Eds), *Fisheries Impacts on North Atlantic Ecosystems: Catch, Effort and National/Regional Data Sets*. Fisheries Centre Research Reports, University of British Columbia, Vancouver. 9(3): 35-45.
- Kuiken T. 1996. Review of the criteria for the diagnosis of by-catch in cetaceans. In *Newsletter 26 (Special Issue): diagnosis of by-catch in cetaceans*. Proceedings Second ECS Workshop on Cetacean pathology (ed. T. Kuiken), pp: 38-43. Saskatoon Saskatchewan, Canada: European Cetacean Society.
- Lavigne, D.M. 1998. Historical biogeography and phylogenetic relationships among modern monk seals, *Monachus* Spp. *The Monachus Guardian* 1 (2): 44-45.
- Layna, J.E., M.A. Cedenilla, F. Aparicio, & L.M. Gonzalez. 1999. Observations of parturition in the Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*). *Marine Mammal Science* 15 (3):879-882.
- Ling, J.K. 1970. Pelage characteristics and systematic relationships in the Pinnipedia. *Mammalia* 42: 305-313.
- Lopez-Jurado, L.F., J.G. Barbuzano, & S. Hildebrandt. 1995. La Foca Monje y las Islas Canarias. *Biologia, Ecologia y Conservacion de una especie mítica*.

Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias. Las Palmas de Gran Canaria/Spain: 1-141.

- Lopez-Jurado, L.F., J.F. Layna, F. Aparicio, & R. Herrero. 1998. Post-release monitoring of two monk seals rehabilitated in Mauritania after the recent die-off. In: J. Harwood, D. Lavigne & P.J.H. Reijnders, Eds. Workshop on the causes and consequences of the 1997 mass mortality of Mediterranean monk seals in the Western Sahara, Amsterdam, The Netherlands, 11-13 December 1997. International Fund for Animal Welfare (IFAW); Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO). IBN Scientific Contributions 11: WP 7.
- Maigret, J. 1978. Contribution a l'étude des langoustes de la côte occidentale d'Afrique. Thesis, Université d'Aix – Marseille. 264 pp.
- Maigret, J. 1979. Les échouages massifs des cétacés dans la région du Cap-Vert (Sénégal). Notes Africaines (Université de Dakar) 161:23-28
- Maigret. 1980. Les mammifères marins des côtes de Mauritanie. Bull. Centre National Recherches Oceanographiques et Pêches (CNROP) 9 :130-152
- Maigret J. 1990. Relationship between marine mammals and the fisheries on the West African coasts. Paper SC/090/05 presented to the IWC Workshop on mortality of Cetaceans in passive fishing nets and traps. La Jolla, California, Oct.22-25, 1990. 16 pp.
- Maigret, J. 1994. Marine Mammals and Fisheries along the west coast of Africa. Rep. Int. Whaling Commission (Special Issue) 15: 307-316.
- Maigret, J., J. Trotignon, & R. Duguay. 1976. Le phoque moine, *Monachus monachus*, Hermann 1779, sur les côtes meridionales du Sahara. *Mammalia* 40 (3): 413-422.
- Marchessaux, D. 1986. Conservation du phoque moine, *Monachus monachus*, sur la peninsule du Cabo Blanco, Republique Islamique de Mauritanie. Plan d'aménagement de la Reserve Satellite du Cabo Blanco. Rapport final, WWF/IUCN Project No.3690. Dec. 1986, Gland /Switzerland: 1-34
- Marchessaux, D. 1989. Recherches sur la biologie, l'écologie et le statut du phoque moine, (*Monachus monachus*). GIS Posidonie Publications. Marseille, France.
- Marchessaux, D., & N. Muller. 1987. Le Phoque Moine, *Monachus monachus*: Distribution, statut et biologie sur la ctte saharienne. Scientific Reports of the Port Cros National Park 13 : 25-84.
- Marchessaux, D., & T. Aouab. 1988. Le phoque moine sur le Littoral Atlantique du Royaume du Maroc. GIS Posidonie Publ., Marseille, France: 1-29.
- Melo-Machado, A.J. 1979. Os Lobos Marinhos (Género *Monachus*, Fleming 1822). Museu do Mar, Unidade de Mamalogia, Cascais: 1-242 + 11 figs.

- Mittelstaedt, E., 1983. The upwelling area of Northwest Africa—a description of phenomena related to coastal upwelling. *Progress in Oceanography* 12: 307-331.
- Mittelstaedt, E. 1991. The ocean boundary along the northwest African coast: Circulation and oceanographic properties at the sea surface. *Prog. Oceanog.* Vol 26, 307-355.
- Monod, T. 1948. Le Phoque Moine dans l'Atlantique. *Publ. do Instituto de Zoologia "Dr. Augusto Nobre" de Porto* 34 : 7-19, 1 pl.
- Mozetich, I., Cedenilla, M. Fernández, P., González, L.M., Aparicio, F., Layna, J.F., & López-Jurado, L.F., 2002. Juvenile and subadult survival of wild and rehabilitated monk seal at Cabo Blanco colony. *ECS. European Conference Marine Mammals, Liege 2002*
- MOm, 2005. Rescue, rehabilitation and release of the Mediterranean monk seal "Dimitris". Summary activity report to the European Commission. DG Environment Unp.rep. Hellenic Soc. for the Protection of monk seals. Athens.
- Murphy, P.F. 1998. Sightings of Mediterranean monk seals (*Monachus monachus*) in Gambian waters. In: *The World Marine Mammal Science Conference. Workshop on the Biology and Conservation of the World's Endangered Monk Seals, Monaco, 19-20 January 1988. The Society for Marine Mammalogy & The European Cetacean Society: 48.*
- Nehring, D., and Holzlohner, S. 1982. Investigations on the relationship between environmental conditions and distribution of *Sardina pilchardus* in the shelf area off Northwest Africa. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 180:342-344.
- Neves, H.C. 1991. The Monk Seal (*Monachus monachus*): Conservation and Monitoring on the Desertas Islands (Madeira). In: *Directorate of Environment and Local Authorities, ed. Seminar on Conservation of the Mediterranean Monk Seal. Technical and Scientific Aspects, Antalya, Turkey, 1-4 May 1991. Council of Europe Press, Strasbourg, France. T- PVS (91) 25: 21-24.*
- Neves, H.C. 1994. The Actual Status of the monk seal (*Monachus monachus*) in the archipelago of Madeira and the future Conservation Strategy. In: *UNEP/MAP Meeting of Experts on the Evaluation of the Implementation of the Action Plan for the Management of the Mediterranean Monk Seal, Rabat, Morocco, 7-9 October 1994. RAC/SPA (UNEP), Tunis. UNEP(OCA)/MED WG. 87/4: 22-28.*
- Neves, H.C. 1998. Preliminary findings on the feeding strategy of the Monk Seal (*Monachus monachus*) (Pinnipedia: Monachinae) on the Desertas islands. *Boletim do Museum Municipal do Funchal Suppl. No. 5: 263-271.*
- Neves, H.C., & R. Pires. 1999. O Lobo Marinho no Arquipélago da Madeira. *Parque Natural da Madeira* : 1-76.

- NMFS. 2003. Stock assesment of Hawaiian monk seal (*Monachus schauinslandi*). Annual Report to the Congress 2003. Marine Mammal Commission NOAA/NMFS pp:41-49.
- Northridge S.P. & R.J.Hofman. 1999. Marine mammal interactions with Fisheries. In J.Twis & R.Reeves (eds). Conservation and management of marine mammals. Smith. Inst. Press. Washington.
- Osterhaus, A., Groen,J., Niesters,H., van de Bildt,M., Martina,B., Vedder,L., Vos,L., Van Egmond, H., Sidi,B.A.,& Bartham,M.E., 1997. Morbillivirus in monk seal mass mortality?. *Nature (London)* 388: 838-839.
- Panou, A., J. Jacobs & D. Panos. 1993. The Endangered Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*) in the Ionian Sea, Greece. *Biological Conservation* 64 (2): 129-140.
- Pastor,T. & A.Aguilar. 2003. Reproductive cycle of the female Mediterranean monk seal in the Western Sahara. *Marine Mammal Science* 19: 318-330.
- Pastor, T., Garza, J.C., Allen, P., Amos, B., & Aguilar, A. 2004. Low genetic variability in the highly endangered Mediterranean monk seal. *Journal of Heredity* 95(4):291-300.
- Pires, R. 1997. Estado Actual e Aspectos da Biologia e Ecologia da Colónia de Lobos- Marinhos (*Monachus monachus*) das Ilhas Desertas. Relatório de Estágio para ingresso na carreira técnica. December (Dezembro) 1997. Secretaria da Agricultura, Florestas e Pescas. Parque Natural da Madeira: 1-50 + Annexes I-III.
- Pires R. 2001. Are monk seals recolonising madeira island?. *The Monachus Guardian* 4 (1):
- Pires R. 2003. Findings on the reproductive parameters of the endangered mediterranean monk seal (*Monachus monachus*), at the Desertas islands – Madeira archipelago. *The Monachus Guardian* 2 (2).
- Pires, R. & Neves, H.C. 1998. Influence of gradient tides on the monk seal activity (*Monachus monachus*), on Calhau das Areias bay in Deserta Grande – Madeira Archipelago. In Abstracts of the III Symposio Fauna e Flora das Ilhas Atlanticas, Ponta Delgada/Açores, Portugal, 21–25 September 1998, p. 268.
- Pires, R., & H.C. Neves. 2000. Monk seal sightings on open beaches in Desertas Islands - Madeira Archipelago. In: 14th Annual Conference of the European Cetacean Society, Cork, Ireland. 2-5 April 2000: 19.
- Pires, R., & H.C. Neves. 2001. Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*) conservation: a case study in the Desertas Islands. *Mammalia* 65(3):301-308.
- PNBA-Banc d'Arguin National Park. 1988. National plan for the protection of the monk seal (*Monachus monachus*) on the Cap-Blanc. In: Convention on the

Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Group of Experts on the Mediterranean Monk Seal. Strasbourg/France, 30-31 May 1988. Council of Europe. T-PVS (88) 12 : 1-4.

- Poinsard, F. & S. Garcia. 1984. L'évaluation des ressources et l'aménagement des pêches dans la région du COPACE: Analyse perspective. Rome, FAO, COPACE/PACE Séries 84/32, 36 p.
- Pruter, A.T. 1987. Sources, quantities and distribution of persistent plastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 18:305-310
- Ray, C.E. 1976. Geography of Phocid Evolution. *Systematic Zoology* 25 (4): 391-406.
- Reiner, F. & M. dos Santos. 1984. L'Extinction imminente du phoque moine à Madère. pp. 79-87 in K. Ronald & R. Duguay, eds. Second International Conference on the Monk Seals, La Rochelle, France. *Annales de la Société des Sciences Naturelles de la Charente-Maritime, Supplément*, décembre 1984.
- Repenning, C.A., & C.E. Ray. 1977. The origin of the Hawaiian monk seal. *Biol. Soc. Wash, Proc.* 89 (58): 667-668.
- Reyero, M., Cacho, E., Martínez, A., Vázquez, J., Marina, A., Raga, S., & Franco, J.M. 1999. Evidence of saxitoxin derivatives as causative agents in the 1997 mass mortality of monk seals in the Cape Blanco Peninsula. *Natural Toxins* 7:311-315
- Reijnders, P.H., Brasseur, S., Van Der Toorn, J., van der Wolf, P., Boyd, I., Harwood, J., Lavigne, D., & Lowry, L. 1993. Seals, fur seals, sea lions and walrus. Status Survey and Conservation Action Plan, IUCN/SSC, Seal Specialist Group. IUCN, Gland.
- Reijnders, P., Verriopoulos, G., & Brasseur, S. 1997. Status of Pinnipeds Relevant to the European Union. Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO), Wageningen, the Netherlands IBN Scientific Contributions 8:1-195..
- Riedman, M. 1990. The Pinnipeds: Seals, Sea lions, and Walruses. University of California Press, Berkeley: 1-439.
- Rigas, G. & K. Ronald. 1986. Observations on the Biology and Behaviour of the Mediterranean monk seal. *Aquatic Mammals* 1985: 23-26.
- Robinson, I., & M. Hernandez. 1998. Field investigations into the 1997 mortality of the Mauritanian Colony of Mediterranean Monk seals. In: The World Marine Mammal Science Conference. Workshop on the Biology and Conservation of the World's Endangered Monk Seals., Monaco, 19-20 January 1998. The Society for Marine Mammalogy & The European Cetacean Society: 30.
- Royal Commission on Environmental Pollution. 2004. Turning the Tide : addressing the impact of fisheries on the marine environment. 25^o report. Cm 6392. The Stationery Office Ltd. London
- Roy, C. & P. Cury. 2003. Decadal environmental and ecological changes in the Canary Current Large Marine Ecosystem and adjacent waters: Patterns of connections

- and teleconnection. In: K. Sherman and G. Hempel, Large Marine Ecosystems of the World Trends in Exploitation, Protection, Research.
- Samaranch, R., & L.M. Gonzalez. 2000. Changes in morphology with age in Mediterranean monk seals (*Monachus monachus*). *Marine Mammal Science* 16 (1): 141-157.
- Sergeant, D., Ronald, K., & Boulva, J. & Berkes, F. 1978. The recent status of *Monachus monachus*, the Mediterranean monk seal. *Biological Conservation* 14:259-87.
- Soriguer, R.C. 1976. Problemática y medidas de conservación de la Foca fraile (*Monachus monachus*, Hermann 1779) en el Sahara Occidental. *Doñana Acta Vertebrata* 3 (1): 75-78.
- Soriguer, R.C. 1979. Données sur la colonie de phoque moine de La Güera (Sahara Occidental). The Mediterranean monk seal, UNEP Tech. Ser., I. Pergamon Press, London pp. 173-4.
- Stanley, H. 1995. Molecular studies of the genetic relationship between monk seals in the north Atlantic, western Mediterranean and eastern Mediterranean. Final report N°B4- 3040/92/CEE. Brussels.
- Stanley, H.F., & J. Harwood. 1996. Genetic differentiation among subpopulations of the highly endangered Mediterranean monk seal. In: *The Role of Genetics in Conserving Small Populations*. TE Tew, MB Usher, TJ Crawford, D Stevens, J Warren, J Spencer, Eds. JNCC.
- Swinton J. 1998. Infectious disease threats to the Mediterranean monk seal. Working paper In: J. Harwood, D. Lavigne & P.J.H. Reijnders, eds. Workshop on the causes and consequences of the 1997 mass mortality of Mediterranean monk seals in the Western Sahara, Amsterdam, The Netherlands, 11-13 December 1997. International Fund for Animal Welfare (IFAW); Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO). IBN Scientific Contributions 11.
- Taleb, H., H. Idrissi & M. Blaghen. Seasonality of PSP toxicity in shellfish from Atlantic and Mediterranean coast of Morocco. In B. Reguera, J. Blanco, M.L. Fernández & T. Wyatt (eds.). *Harmful Algae*. Xunta de Galicia & Intergovernmental Oceanographic Comisión of UNESCO pp: 68-69.
- Tilot, V. 1993) Description of the different large marine ecosystems of West Africa. IUCN Marine Program Project N°9897. Large marine Ecosystem IUCN. Gland, Switzerland.
- Tollit, D.J., M.J. Steward, P.M. Thompson, G.J. Pierce, M.B. Santos & S. Huges. 1997. Species and size differences in the digestion of otoliths and beaks: implications for estimates of pinniped diet composition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54:105-119.
- Trites, A.W. 1997. The role of pinnipeds in the ecosystem. In G. Stone, J. Goebel and S. Webster (Eds), *Symposium of the 127th Annual Meeting of the American*

Fisheries Society. New England Aquarium, Conservation Department, Boston. pp. 31-38

Trotignon, J. 1979. Le phoque moine (*Monachus monachus*) en Mauritanie. The Mediterranean monk seal, UNEP Tech. Ser. I. Pergamon Press, London, pp.133-40.

UNEP/MAP. 1987. Action plan for the management of the Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*). United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan (UNEP/MAP). Regional Activity Centre for Specially Protected Areas, Tunis, Tunis & Athens.

ULPGC (Universidad de Las Palmas de Gran Canaria). 1995-99. Memorias del proyecto: Actuaciones y viabilidad de la colonia de focas monje (*Monachus monachus*) de la península de Cabo Blanco. 1995-99. Unpublished Reports of contract B4-3200/94/74 (LIFE Program), European Commission. E.U.-LIFE, Brussels.

UB (University of Barcelona). 1995-99. Memorias del proyecto: Viabilidad de la colonia de focas monje (*Monachus monachus*) de la península de Cabo Blanco. Unpublished Reports of contract B4-3200/94/74 (LIFE Program), European Commission. E.U.-LIFE, Brussels.

Veryeri, O., H. Güçlüsoy & Y. Savas. 2001. Snared and drowned. The Monachus Guardian 4 (1): May 2001.

Wickens, P. 1995. A review of operational interactions between pinnipeds and fisheries. FAO Fisheries Technical Paper 346.

Wolff, W.J., J. van der Land, P.H.Nienhuis & P. de Wilde. 1993. Ecological studies in the coastal waters of Mauritania. Hydrobiologia 258. 222 pp. Kluwer Acad. Publ.

Woodley, T.H. & D.M. Lavigne. 1991. Incidental capture of pinnipeds in commercial fishing gears. Int. Marine Mammal Assoc. Techn. Report 91-01.

Tableau 1. Analyse des contenus d'estomacs des cadavres de phoques moine découverts à Cap Blanc.

Date	Age-class	Result	Author
1975	Adult	2 Panulirus regius	Soriguer 1979
1975	Subadult	1 Palinuridae indet..	Soriguer 1979
winter 1976	Subadult	2 Panulirus regius fishes remains	Soriguer 1979
12/ 1985	Adult	2 Dicentrarchus punctatus 3 othol.. D. Punctatus 1 Dentex canariensis 1 Mugil sp. 4 othol. indet.. 2 beaks cephalopods	Marchessaux 1989
02/ 1986	Adult	1 Epinephelus guaza 1 Mustelus mustelus 2 beaks cephalopods remains Palinuridae	Marchessaux 1989
07/1986	Adult	1 Epinephelus guaza 1 Raja sp. Fishes remains 2 othol. indet.	Marchessaux 1989
1993-94	-	20 Octopus vulgaris 1 Sepia officinalis	Univ. Las Palmas
1993-94	-	1 Octopus vulgaris	Univ. Las Palmas
1993-94	-	4 Octopus vulgaris	Univ. Las Palmas
11/ 1997	Adult	1 Octopus vulgaris 1 Pseudolithus senegalensis 3-4 Unbrina sp. 1 Sparidae	Univ. Las Palmas
199?	-	1 fih indet.	Univ. Las Palmas
2000	Adult	1 Octopus vulgaris 3 Merluccius sp.	CBD-Habitat 2004
2001	Adult	Fishes remains	CBD-Habitat 2004
2001	Subadult	3 Octopus vulgaris	CBD-Habitat 2004
2001	Young	10 Octopus vulgaris 2 H. didactylus 1 Plectorinchus mediterraneus 1 Sepia officinalis 2 fishes indet.. crsutaceans remains	CBD-Habitat 2004

Tableau 2. Estimations de l'abondance du phoque moine méditerranéen au Cap Blanc de 1993 à 1998, évaluées sur base d'expérimentations de capture-recapture indépendantes (d'après Forcada et al. 1999).

Year	Proportion identifiable (<i>d</i>)	Abundance (\hat{N})	Coefficient of variation	Log-normal 95 % confidence interval	
				Low limit	High limit
1993	0.61 (0.17)	322	0.46	149	783
1994	0.68 (0.09)	311	0.15	240	426
1995	0.76 (0.07)	316	0.10	263	394
1996	0.78 (0.06)	317	0.16	237	447
1997	0.58 (0.06)	109	0.14	86	145
1998	0.58 (0.04)	103	0.17	77	148

Figure 1. Carte de la répartition du phoque moine méditerranéen dans l'Atlantique oriental.

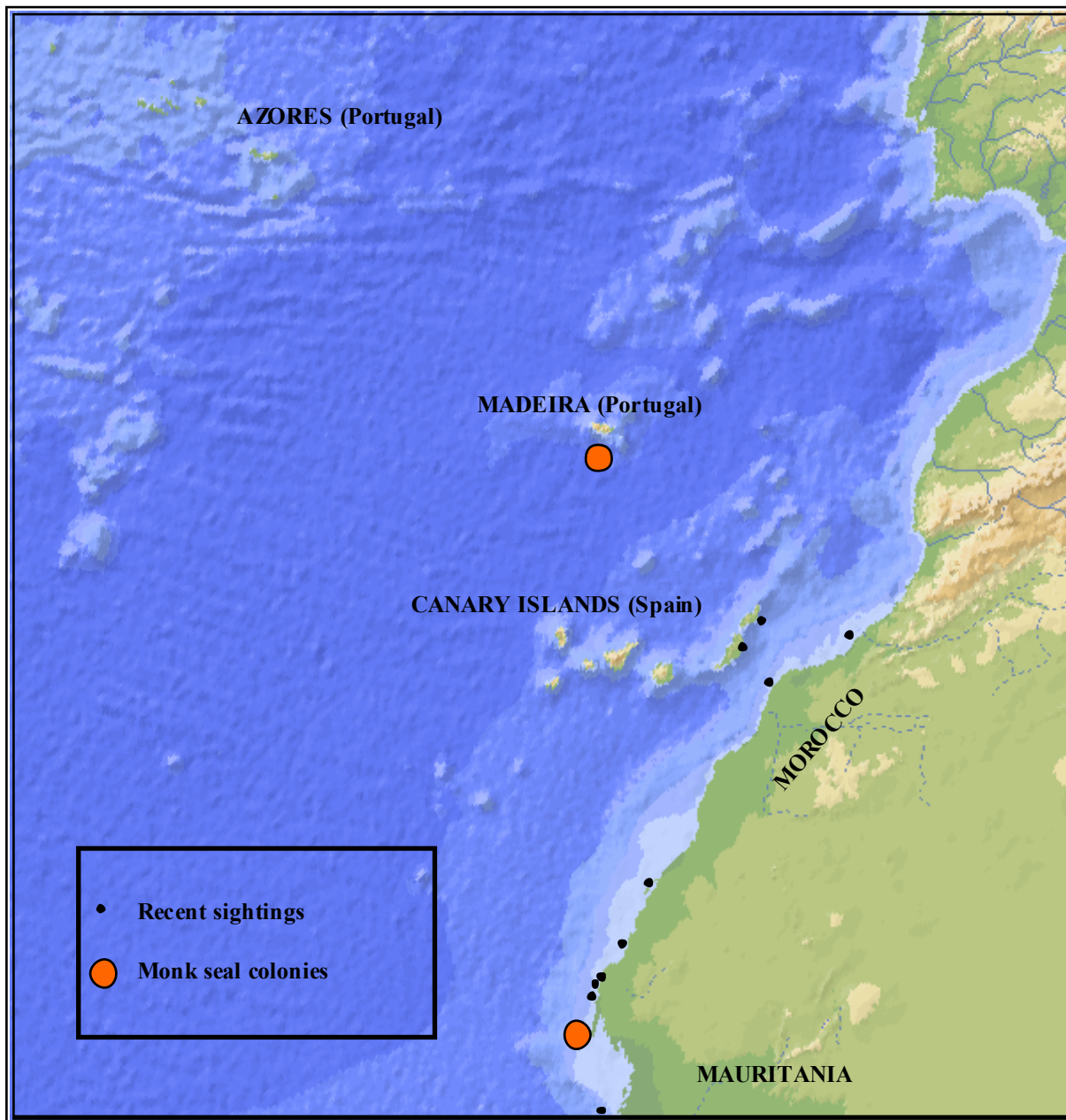


Figure 2. Carte de la péninsule de Cap Blanc indiquant les principales références topographiques (González et al. 1997).

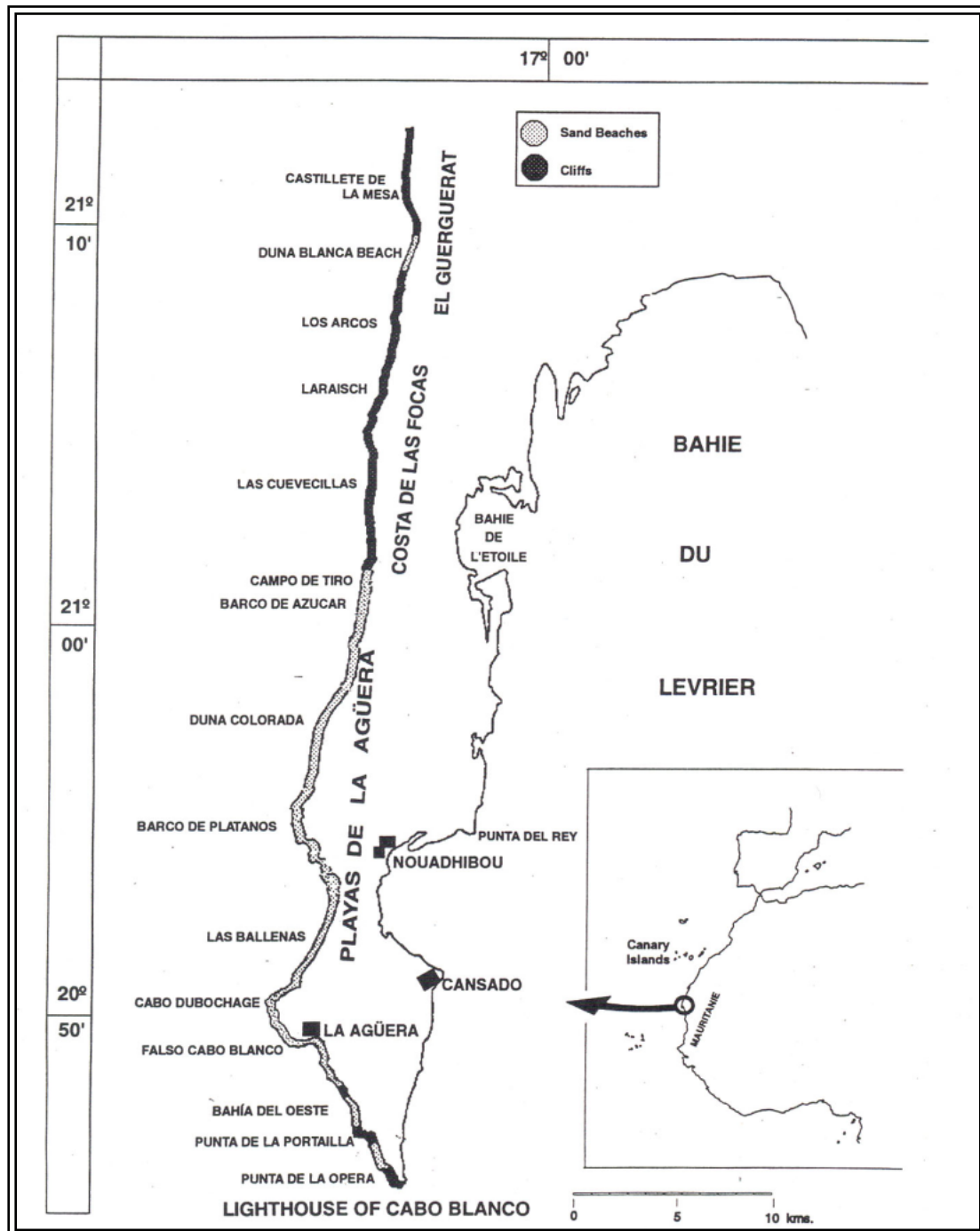


Figure 3. Carte de l'île principale de Madère et des îles Desertas (d'après Karamanlidis et al., 2004).

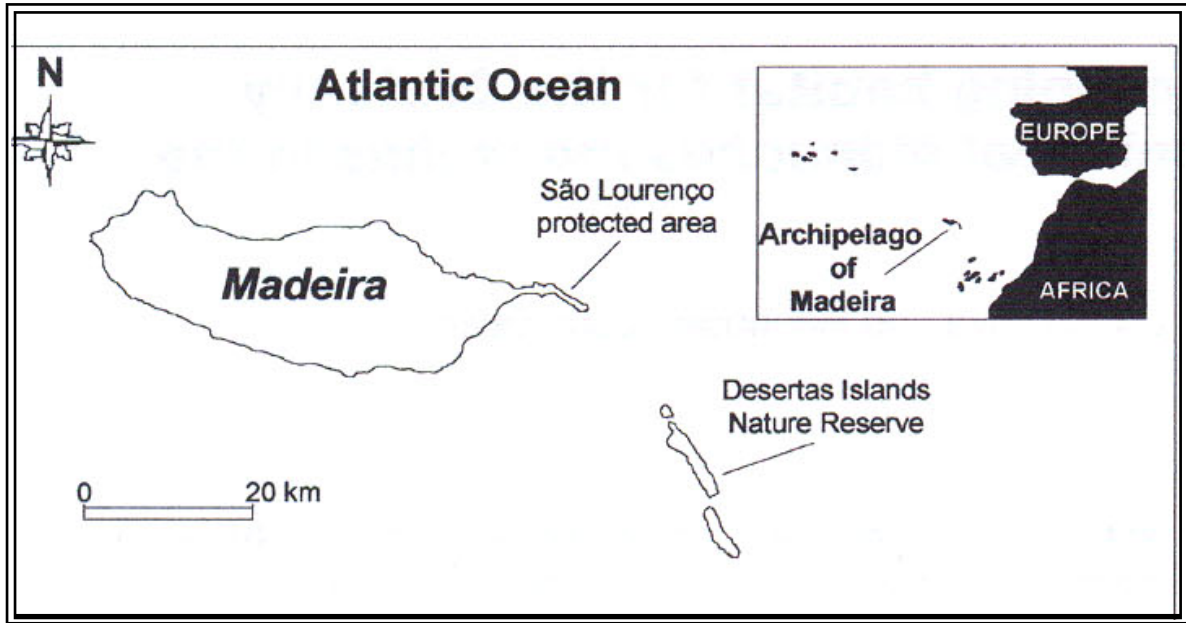


Figure 4. Carte avec le suivi par satellite du phoque moine "Amrigue" en 1997 (d'après ULPGC 1997-1998).

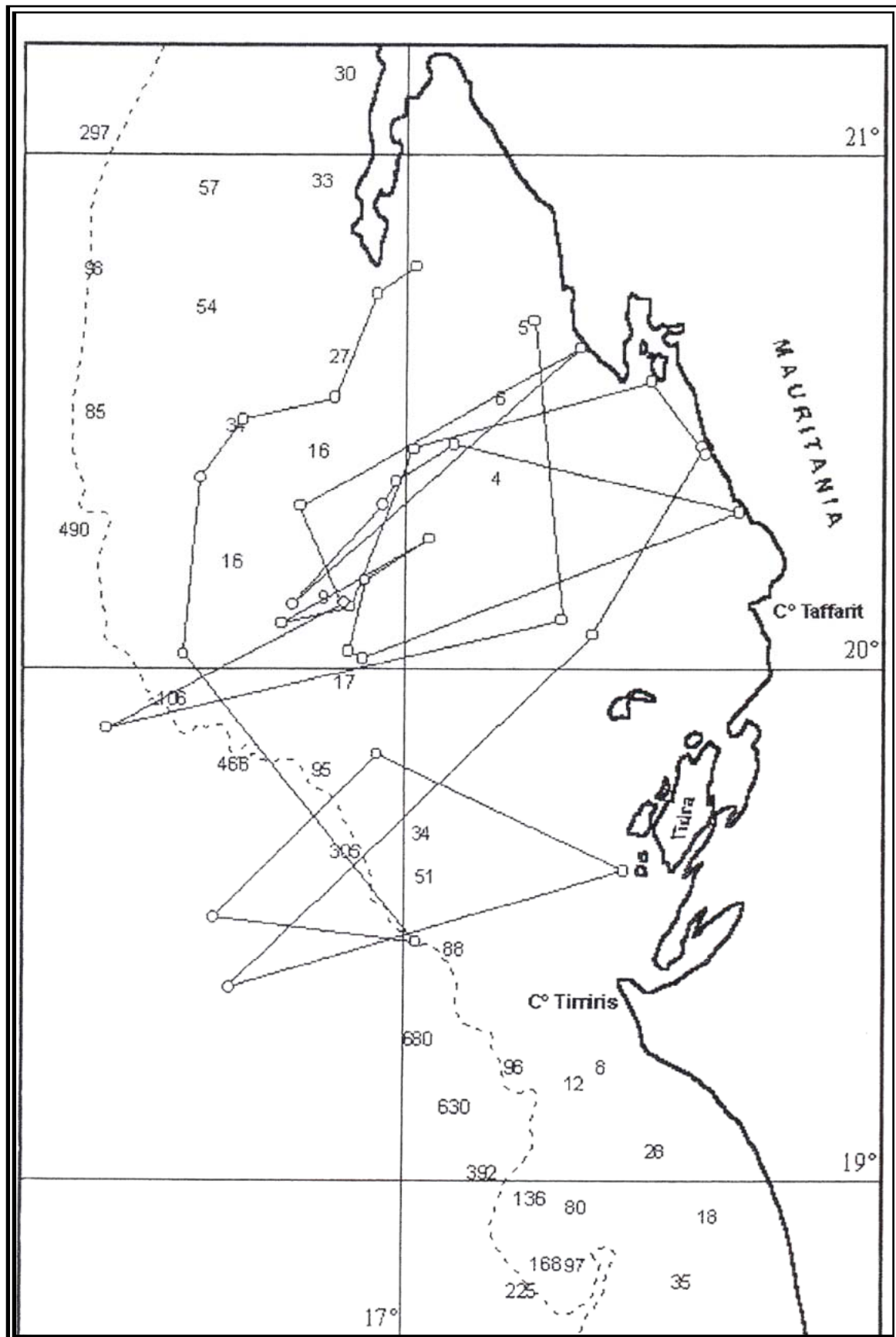


Figure 6. Carte de la Punta de Sao Lourenço montrant les grottes (identifiées séparément) qui furent considérées comme offrant de bonnes conditions pour la reproduction indépendamment du temps qu'il fait. (AW) (d'après Karamanlidis et al. 2004).

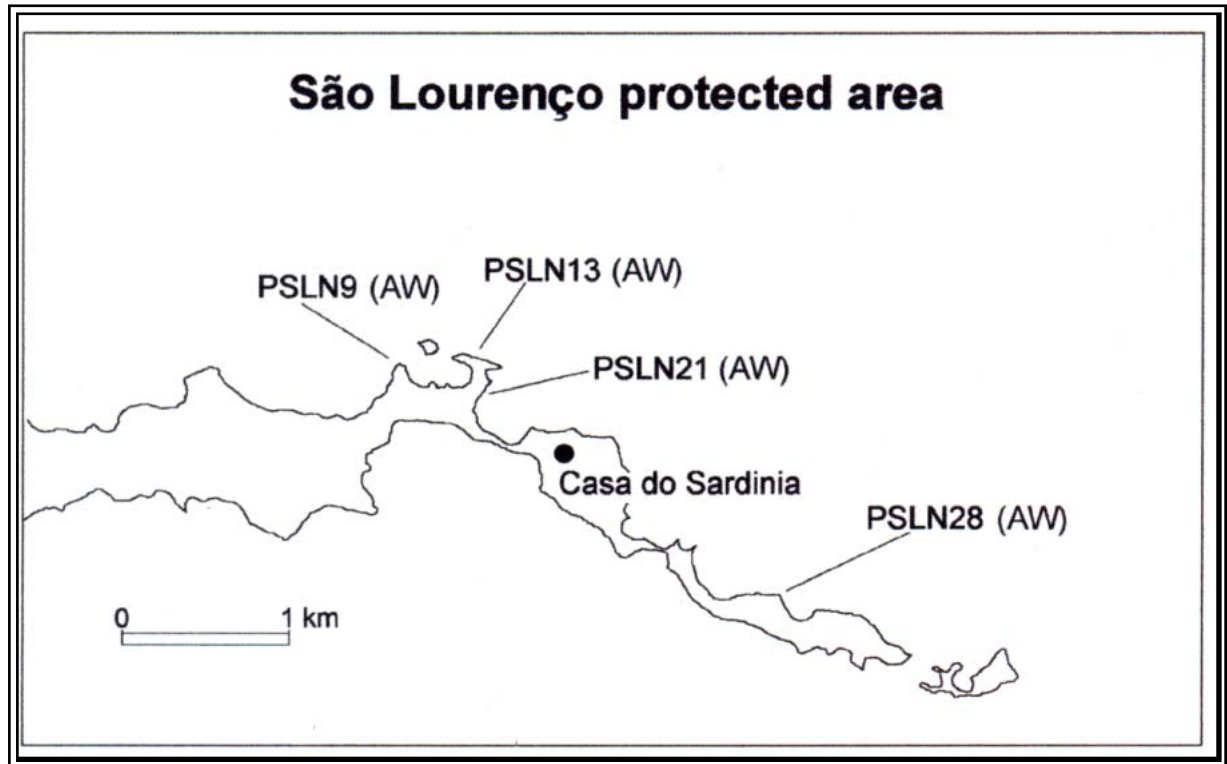


Figure 7. Aperçus de phoques moine autour de l'île principale de Madère durant la période 1998-2000 (Pires 2001).



Figure 8. Carte des îles Desertas montrant des grottes (répertoriées séparément) considérées comme offrant de bonnes conditions pour la reproduction sous n'importe quelles conditions atmosphériques (AW), ou de bonnes conditions pour la reproduction seulement par temps calme (CW) (voir détails Karamanlidis et al. 2004)

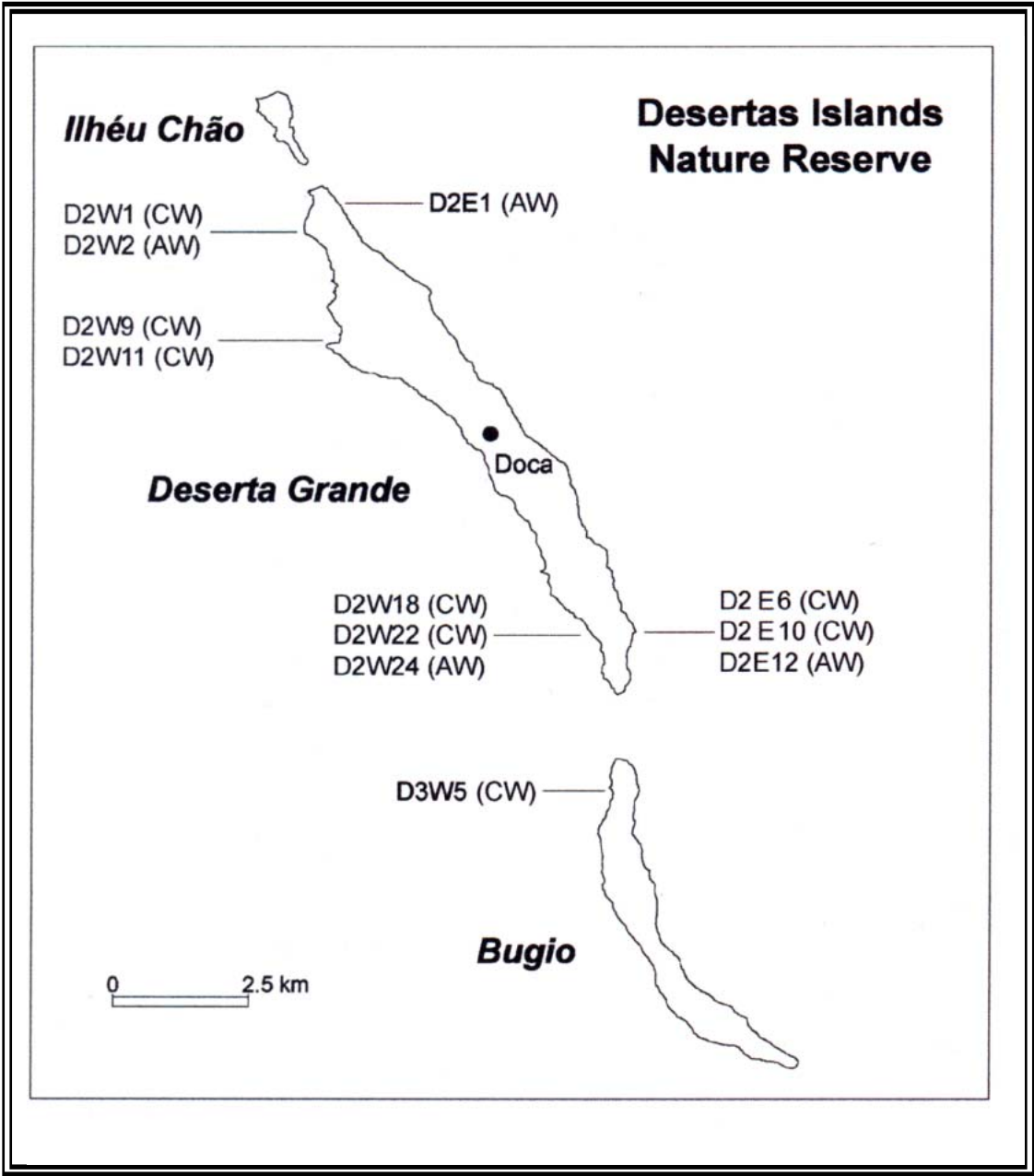


Figure 9. Evaluations des quantités de phoques moine méditerranéens au Cap Blanc de 1993 à 1998, avec des intervalles d'annotations fiables à 95%. La courbe de régression exponentielle correspond au modèle du moindre carré ajusté au logarithme naturel des évaluations ponctuelles de 1993 à 1996, pondéré par l'inverse des variations du logarithme transformé (d'après Forcada et al. 1999).

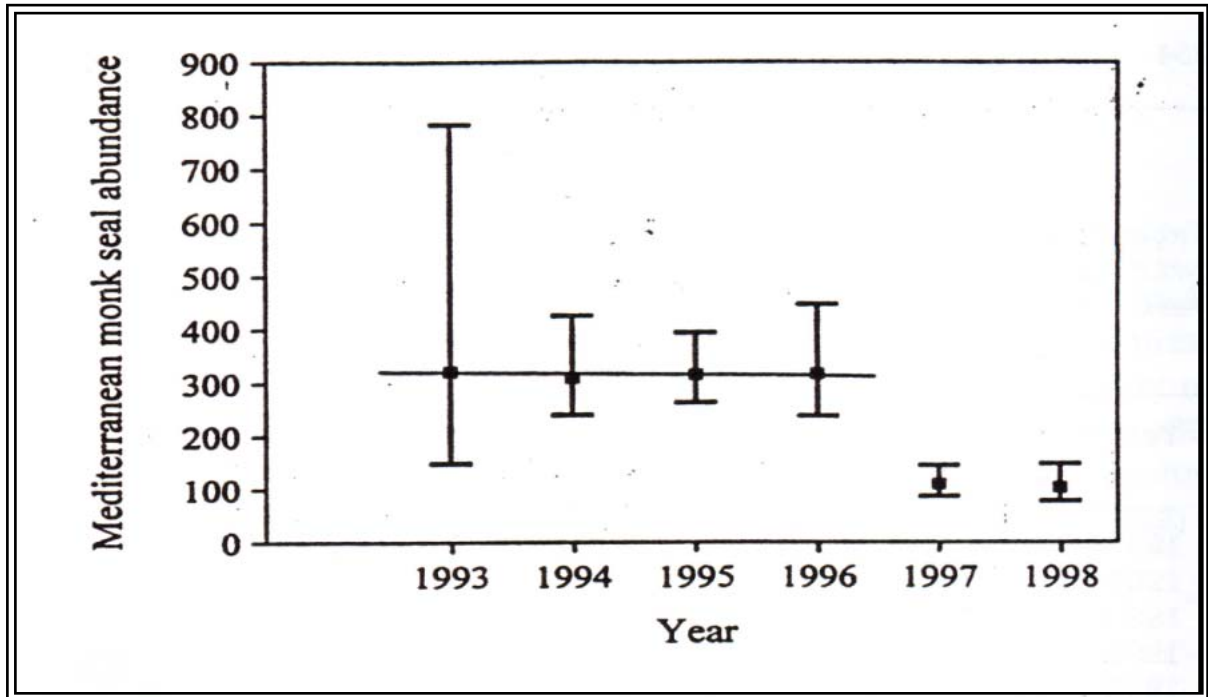


Figure 10. Tendence des recensements (“guindola index”) des individus séparés (plus âgés que les petits) dans les grottes à reproduction de Cap Blanc entre 1985 et 2004 (CBD-Habitat 2004).

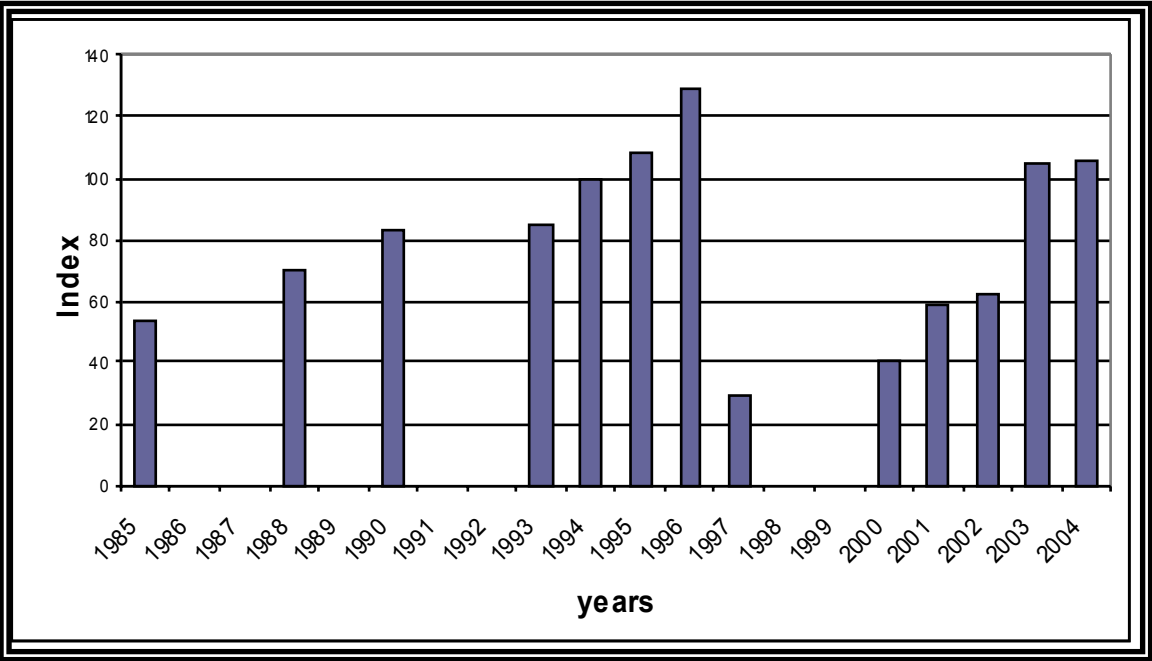


Figure 11. Evolution de la population de phoques moine des Desertas (Costa Neves & Pires 1999).

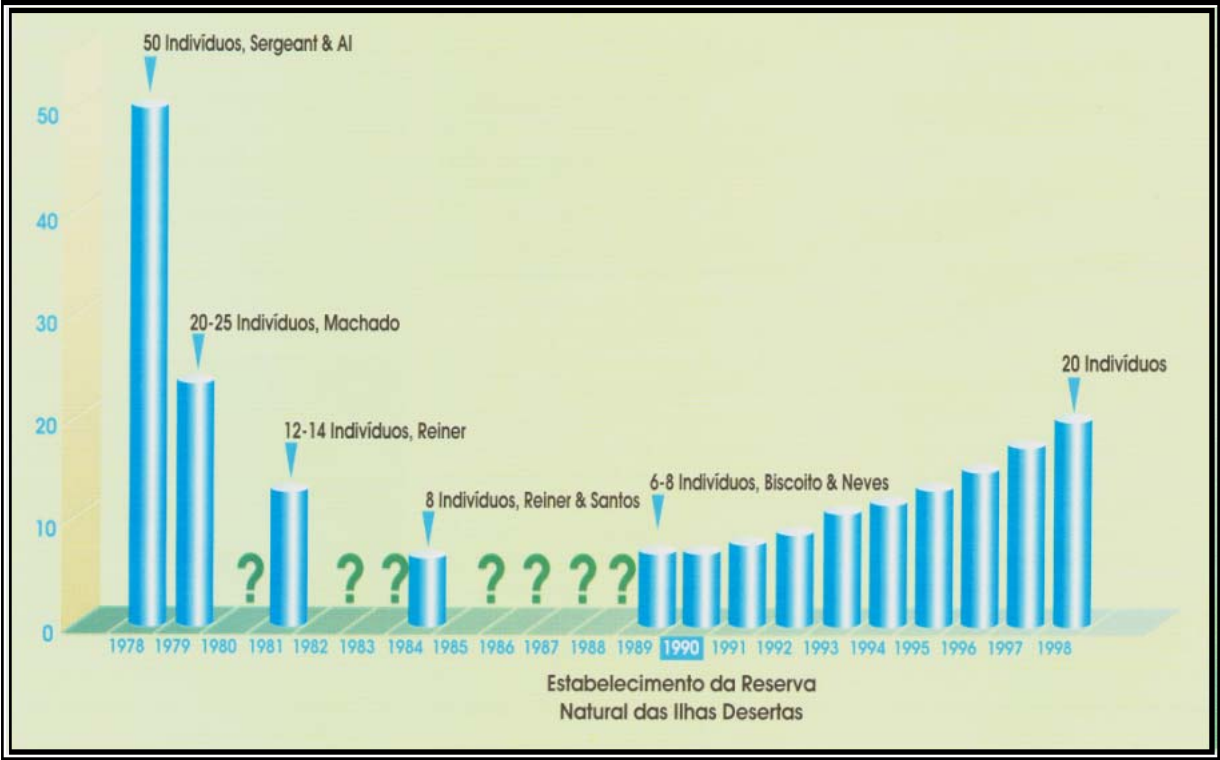


Figure 12. Tendence montrée par les cadavres de phoques moine (plus âgés que les petits) trouvés sur les plages de Cap Blanc de 1994 à 2004 (CBD-Habitat 2004).

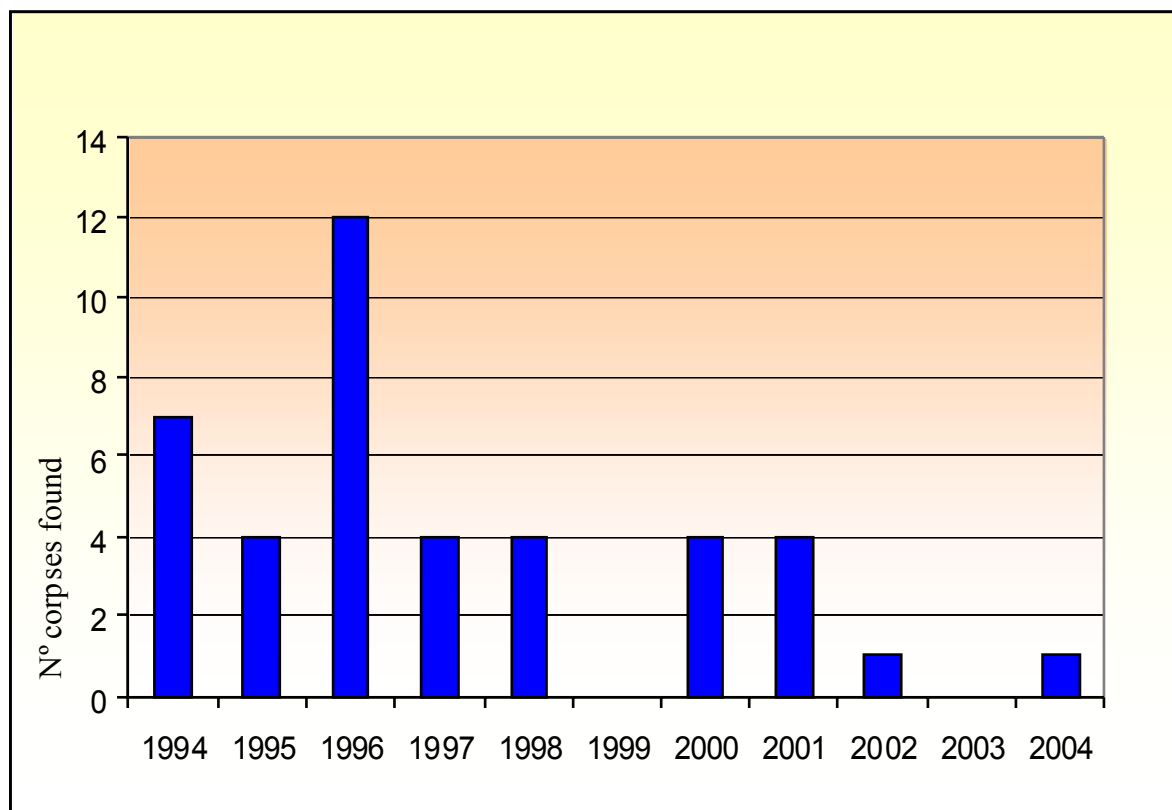


Figure 13. Carte de l'archipel de Madère et de ses zones protégées

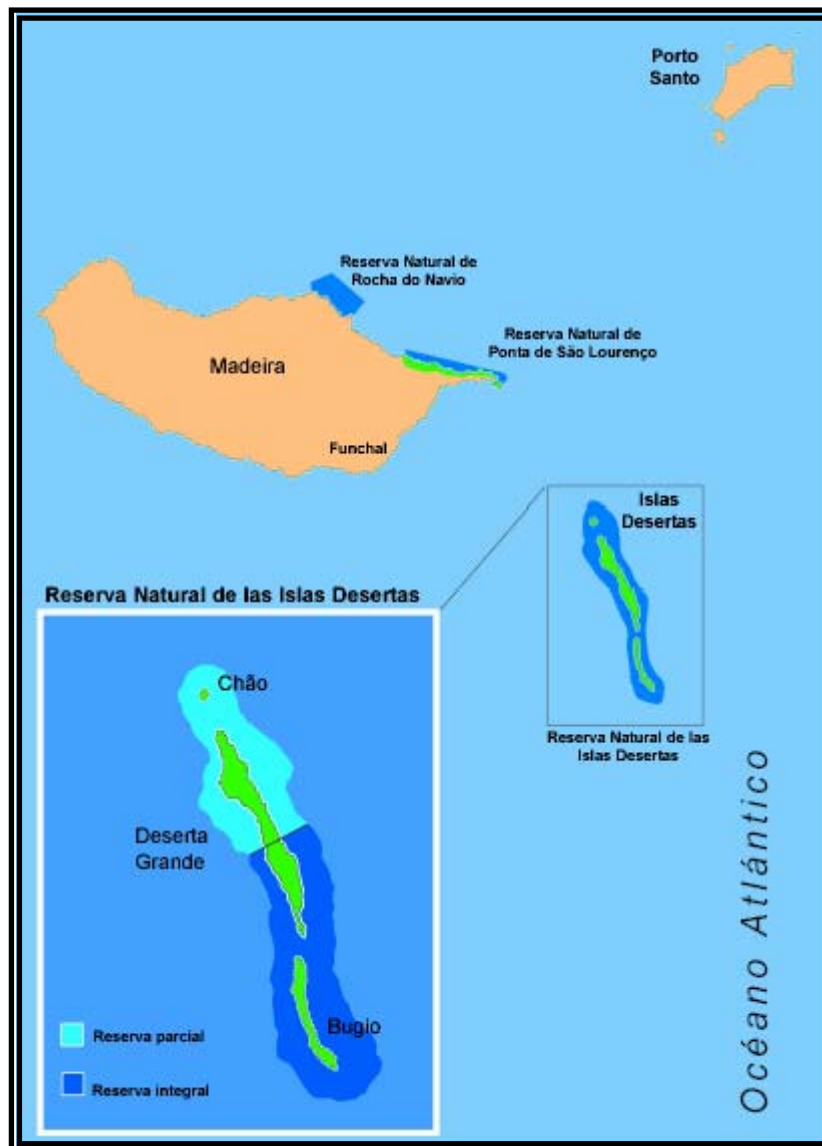


Figure 14. Zones protégées dans la région d'Aguerguer

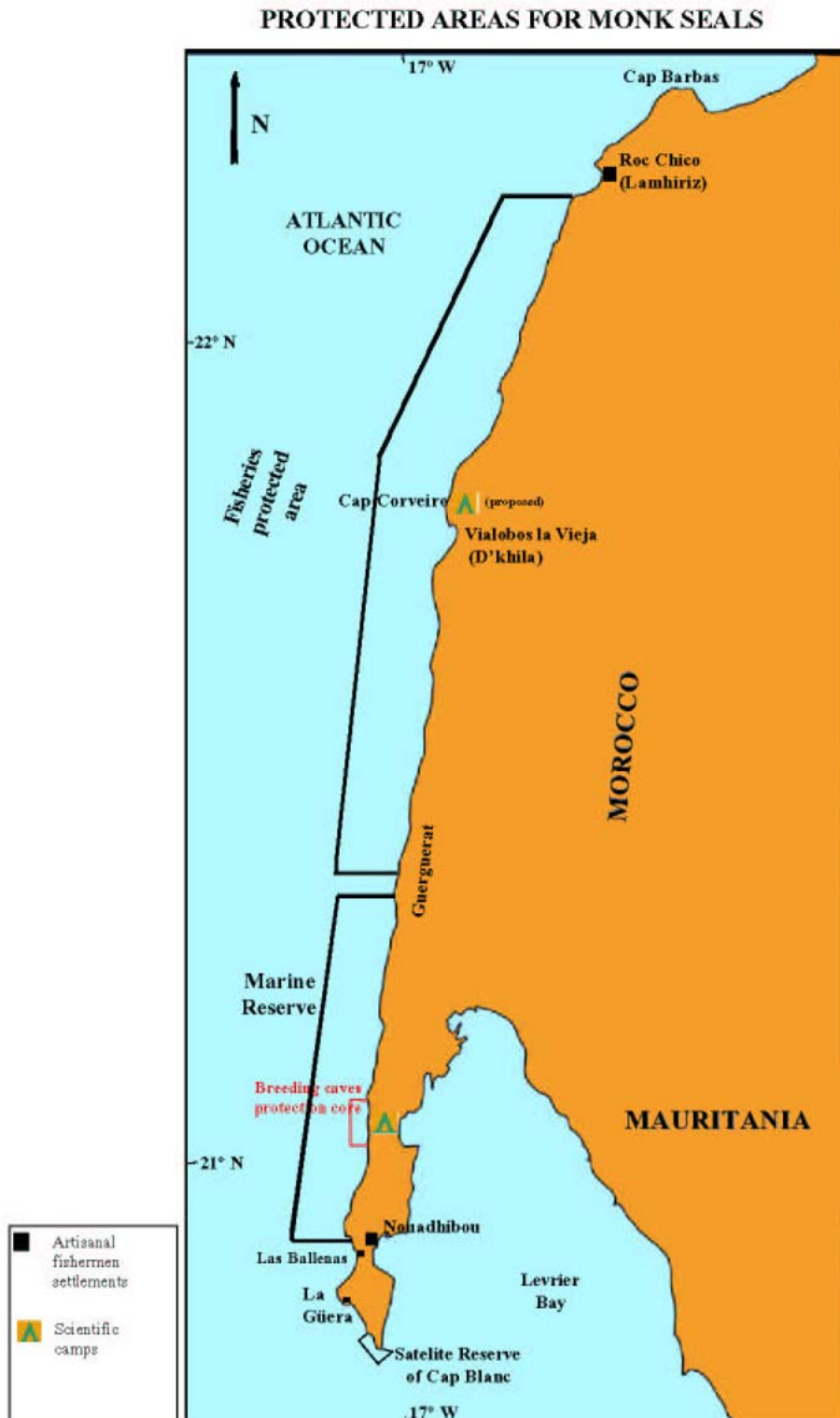


Figure 15. Réserve satellite de Cap Blanc (d'après PRCM 2003).

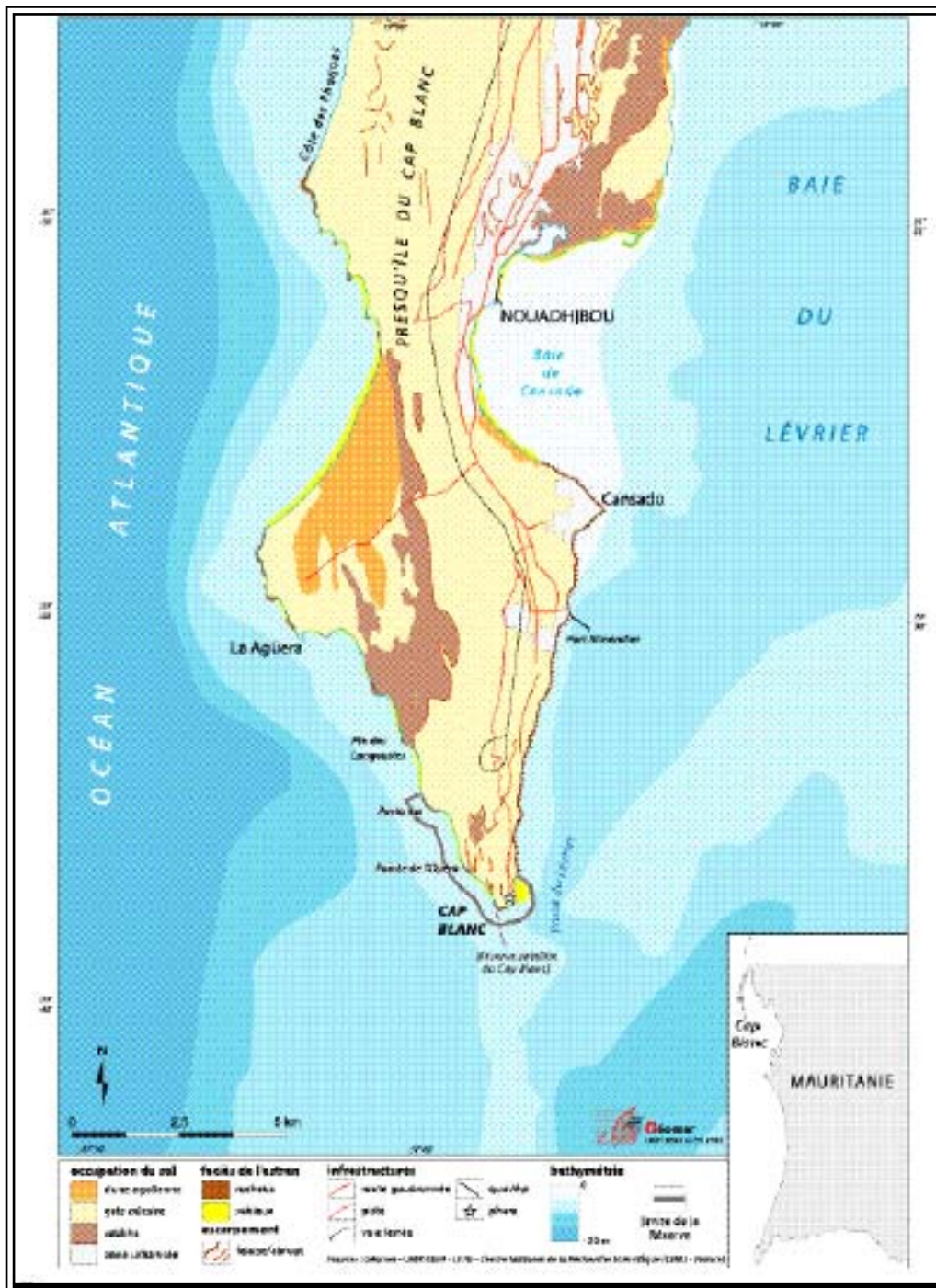


Figure 17. Zones protégées des îles Selvagem (Portugal) et des Îles Canaries (Espagne), et compris le réseau Nature2000.

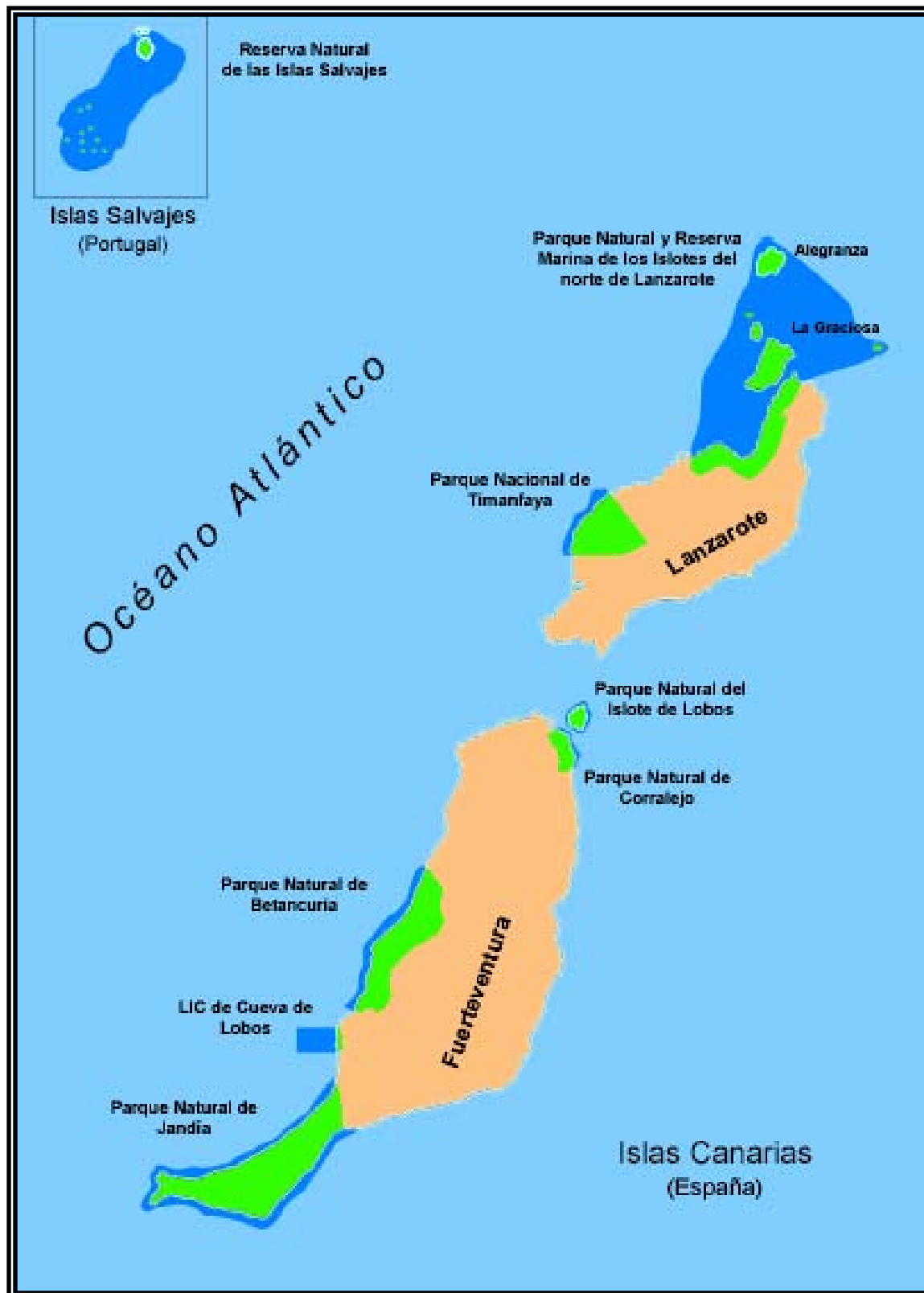
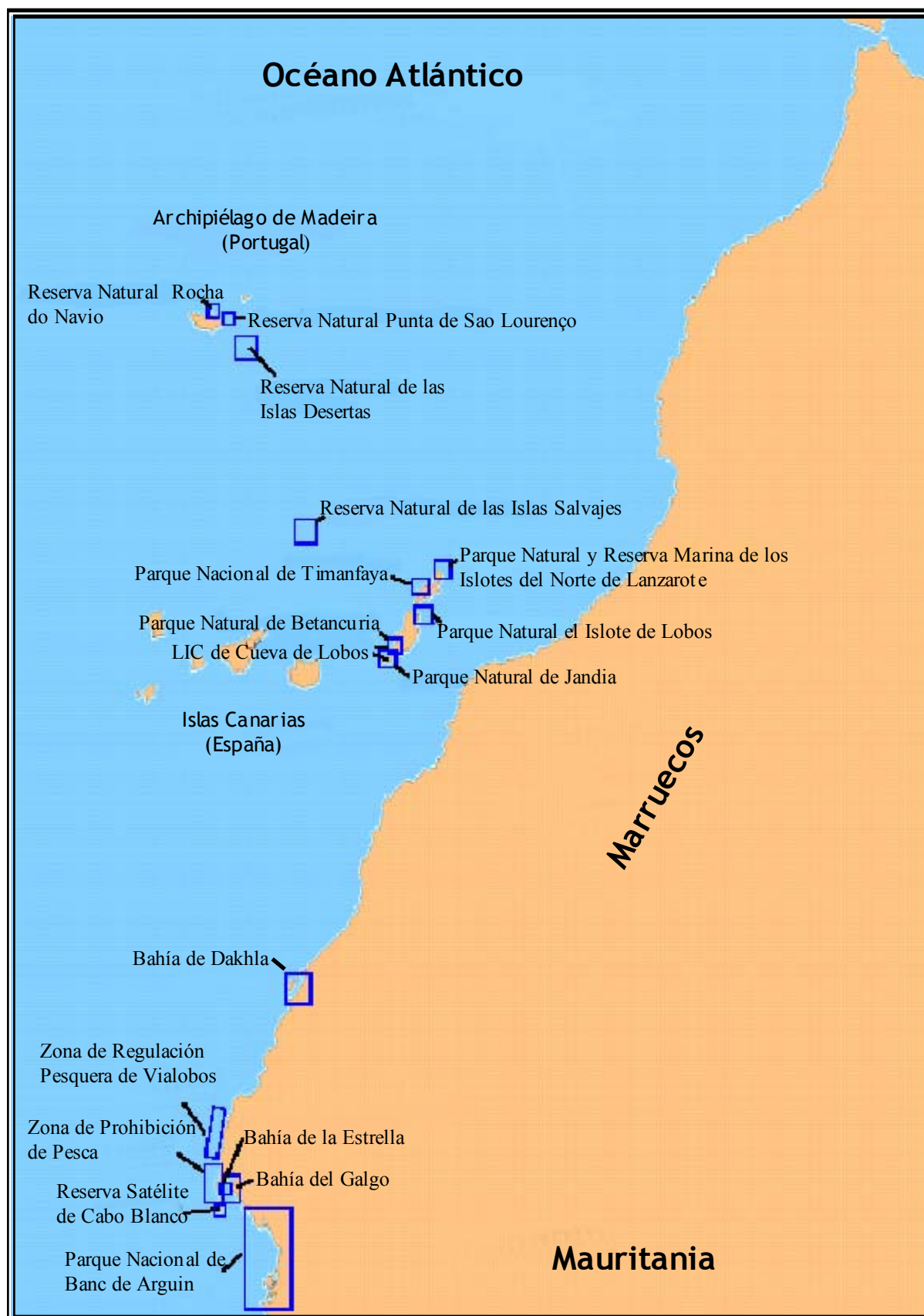


Figure 18. Régions Spéciales pour la Conservation des Phoques Moine (RSCPM) dans l'Atlantique oriental.



PARTIE II

1. ACTIONS DE SAUVEGARDE

A. But et objectifs

L'objectif général du Plan de est promue le sauvegarde des populations et le habitat naturel du phoque moine du Méditerranée dans le Atlantique à un état de conservation favorable. Pour atteindre ce but, le Plan inclut une série d'actions aux objectifs à court-terme, lesquels s'ils sont correctement appliqués pourrait réduire l'impact des activités humaines qui affectent négativement ou réduisent la survie et le repeuplement de la population des phoques moine et leur habitat.

Les objectifs à court-terme sont : améliorer la coordination internationale et fournir les ressources financières et humaines adéquates ; identifier les facteurs qui limitent le repeuplement de la population et encourager de actions pour stopper le déclin de la population et lui permettre d'augmenter.

B. Définitions

Dans cette contexte on considère comme état de conservation d'une espèce, d'accord les définitions de le Directive européen des habitats et des animaux sauvages: l'effet de l'ensemble des influences qui, agissant sur l'espèce et un habitat naturel, peuvent affecter à long terme sa répartition et l'importance de ses populations.

L'état de conservation sera considéré comme «favorable», lorsque:

- Les données relatives à la population de l'espèce indiquent que continue et est susceptible de continuer à long terme à constituer un élément viable des habitats naturels auxquels elle appartient
- L'aire de répartition naturelle de l'espèce ne diminue ni ne risque de diminuer dans un avenir prévisible et
- Il existe et il continuera probablement d'exister un habitat suffisamment étendu pour que ses populations se maintiennent à long terme.

C. Structure du plan et liste des actions

La structure du Plan contient six ensembles d'actions affinés avec un même objectif. Dans chaque ensemble, les actions ont été ordonnées par ordre de priorité.

Indépendamment de ceci et en fonction des rapports entre les ensembles d'actions, celles-ci peuvent être organisées par leur niveau d'intervention dans deux groupes, le premier compris les actions a et b, et le second le reste. Le succès du second dépendant de l'accomplissement correct du premier.

La mise en oeuvre du plan qui comprend:

- a) L'établissement de mécanismes pour coordonner, actualiser et financer les stratégies et les activités de conservation de l'espèce dans la région envisagées dans ce plan ;
- b) Le contrôle et la surveillance, et l'amélioration des connaissances sur l'état des populations, l'habitat et les problèmes qui la touchent ;
- c) La réduction des taux de mortalité ;
- d) L'amélioration du niveau de la protection de l'espèce et de son habitat ;
- e) L'information, la sensibilisation, la participation et l'appui social ;
- f) La disponibilité d'un plan d'action spécifique pour des situations d'urgence.

Quand l'explication ou la description des actions est générique et n'est pas détaillée, les WGAMS devraient appliquer des plans spécifiques ou des protocoles d'action qui expliqueraient la teneur des actions recommandées dans ce rapport.

Actions

- A) Établissement de mécanismes pour coordonner et financer les activités de conservation envisagées dans ce plan.
 - 1. Développement de la coordination technique entre les administrations publiques, les gestionnaires, les ONG, les secteurs sociaux intéressés, etc.
 - 1.1. Création et maintenance d'un Groupe de Travail pour le Phoque Moine dans l'Atlantique Oriental
 - 1.2. Établissement de mécanismes fluides de communication
 - 1.3. Révision et actualisation du niveau de succès et de implantation du Plan
 - 2. Ressources humaines et financements nécessaires pour mener à bien l'exécution du Plan

- B) Activités de contrôle et surveillance des populations et amélioration des connaissances sur l'espèce, l'habitat et les problèmes qui la affecte.
 - 3. Contrôle et suivi des populations et de sa biologie
 - 3.1. Standardisation des techniques de suivi
 - 3.2. Contrôle et surveillance de les populations
 - 3.3. Détermination du statut de l'espèce au nord de la péninsule du Cap Blanc jusqu'au Cap Barbas.
 - 3.4. Détermination des paramètres démographiques
 - 3.4.1. Les statuts et les tendances des populations.
 - 3.4.2. Productivité annuelle, structure d'âge, sex-ratio et survie par tranches d'âge.
 - 3.5. Suivi sanitaire
 - 3.5.1. Établissement d'un dispositif de surveillance et de contrôle
 - 3.5.2. Suivi et diagnostic des cas de maladies détectées chez des animaux vivants
 - 3.5.3. Détermination des pathologies et des causes de mortalité
 - 3.5.4. Contrôle de l'existence du morbillivirus

4. Évaluation et suivi des interactions entre les activités de pêche et les phoques
 - 4.1. Besoins trophiques et stratégies d'alimentation des phoques
 - 4.2. Statut et distribution géographique et saisonnière des populations d'espèces- proies
 - 4.3. Impacts des activités de pêche
 - 4.3.1. Évaluation et caractérisation de la mortalité accidentelle et intentionnée des phoques
 - 4.3.2. Effets des activités de pêche sur les populations d'espèces-proies
 - 4.4. Analyse et évaluation des dégâts matériels et pertes économiques causés par les phoques dans ce secteur

5. Connaissance de l'habitat et suivi des conditions de l'environnement
 - 5.1. Habitat côtier
 - 5.1.1. Estimation du risque d'écroulement des grottes de reproduction et de repos du Cap Blanc
 - 5.1.2. Description et caractérisation des habitats de reproduction et de repos actuels et historiques
 - 5.1.3. Identification et inventaire des habitats d'intérêt pour la conservation de l'espèce dans l'Atlantique oriental.
 - 5.2. Environnement marin.
 - 5.2.1. Caractères du climat maritime.
 - 5.2.2. Caractères de la pollution et paramètres physico-chimiques de l'eau.
 - 5.2.3. Suivi du phytoplancton et détection de blooms de phytoplancton toxique
 - 5.2.4. Description des communautés biologiques du milieu d'habitat du phoque moine

6. Variabilité génétique de l'espèce
 - 6.1. Détermination de la variabilité génétique dans la population même et entre les populations
 - 6.2. Évaluation de la faisabilité d'un programme d'étude génétique des populations

C) Actions directes pour réduire la mortalité de l'espèce

7. Régulation de l'activité de pêche
 - 7.1. Application et renforcement des mesures réglementaires sur les activités de pêche à risque pour les phoques ou ses ressources trophiques: zones d'activité, types d'engins et périodes de pêche.
 - 7.2. Suivi des recommandations contenues dans le *Code de conduite pour une pêche responsable* – adopté en 1995 (FAO).
8. Mortalité néonatale
 - 8.1. Sauvetage, réhabilitation et réintroduction dans la nature des nouveaux-nés en danger
 - 8.1.1. Manipulation et sauvetage des nouveaux nés en danger en accord avec les procédures et protocoles actuels

8.1.2. Établissement d'un protocole d'action commun qui prenne en compte l'établissement de critères pour le sauvetage, la méthodologie de réhabilitation et de réintroduction, définis dans un atelier spécifique.

8.1.3. Sauvetage des nouveaux-nés dans des situations à risque, réhabilitation, réintroduction et suivi des nouveaux nés en accord avec le contenu du nouveau protocole d'action.

8.1.4. Évaluation de la fiabilité du nouveau protocole.

9. Favoriser l'occupation des plages comme habitat de reproduction et de repos.

9.1. Élimination des risques et dérangements dans les endroits de reproduction et de repos actuels.

9.1.1. Restriction de l'accès aux personnes dans les grottes et zones côtières ouvertes où les phoques sont présents

9.1.2. Coordination et contrôle des activités de recherche afin de minimiser les dérangements

9.2. Élimination des risques et des dérangements dans les habitats côtiers considérés d'intérêt pour être recolonisés

9.3. Études de faisabilité pour l'amélioration des habitats susceptibles d'être recolonisés.

D) Actions pour la protection de l'habitat

10. Protection légale de l'habitat et appui pour son application.

10.1. Protection de la colonie de phoques de Cap Blanc et de son habitat.

10.1.1. Appui et renforcement de l'application de la réserve maritime établie par le Maroc dans les eaux de la Péninsule du Cap Blanc, par la protection de la zone maritime-terrestre adjacente à cet habitat.

10.1.2. Appui et renforcement de l'application de la Réserve Satellite du Cap Blanc.

10.2. Pourvoir des moyens matériels, humains et financiers nécessaires pour entretenir les espaces naturels protégés où se trouvent les phoques.

10.3. Création d'un réseau de Zones Spéciales de Conservation pour le Phoque Moine (ZSCPM) dans la région, composée des habitats déclarés d'intérêt pour l'espèce (Voir activité 5.1.3.).

10.3.1. Désignation de ZSCPM par les États membres.

10.3.2. Élaboration de plans de gestion et établissement des mesures de conservation nécessaires pour le maintien des ZSCPM.

E) Activités d'information et de sensibilisation et d'appui social.

11. Information, sensibilisation et appui social.

11.1. Développement et mise en œuvre des campagnes dirigées principalement vers les pouvoirs publics, les secteurs d'activité en relation avec l'espèce et les populations locales.

11.2. Mise en place des mécanismes de participation publique et d'appui social.

11.3. Conception et exécution de campagnes spéciales d'information et de sensibilisation dirigées vers le secteur de la pêche.

11.4. Mise en place de stratégies éducatives pour les populations de la région.

11.5. Compensations matérielles pour les secteurs de la pêche des populations locales, de préférence avec les Fonds de Coopération au Développement ou autres fonds similaires.

F) Élaboration d'un Protocole d'Action coordonné pour des situations d'urgence

12. Établissement de bases communes pour l'élaboration de mesures d'urgence spécifiques pour la zone du Cap Blanc et l'archipel de Madeira.

12.1. Elaboration d'un protocole commun d'action pour faire face aux situations d'urgence.

12.2. Création d'un Réseau d'Alerte internationale que puisse identifier et coordonner la mise en pratique du plan d'urgence.

12.3. Préparation de l'infrastructure nécessaire pour l'application du plan d'urgence.

D. DESCRIPTION DU PLAN

Dans le chapitre précédent ont été énumérées les mesures concrètes qui doivent permettre de stopper le déclin de l'espèce et de renforcer les populations. La suite du document expose dans la majorité des cas la méthodologie qu'il faut appliquer, ainsi que les justifications des activités proposées.

A) Établissement de mécanismes pour coordonner et financer les activités de conservation envisagées dans ce plan.

Action 1. Développement de la coordination technique entre les administrations publiques, les gestionnaires, les ONG, les secteurs sociaux intéressés etc.

Les actions qui devront être engagées pour la sauvegarde du phoque moine dans l'Atlantique oriental ont plusieurs niveaux d'urgence et touchent de nombreux secteurs publics et privés dans les quatre pays impliqués. Pour cela, une coordination des efforts devient nécessaire pour atteindre un plus grand niveau d'efficacité.

Le Plan devra être admis comme l'instrument technique approprié pour aborder les tâches de conservation de l'espèce dans le domaine d'application. Les activités antérieures en vigueur devront être révisées tout en restant dans le cadre du Plan actuel et en répondant à ses critères d'orientation. Ces révisions devront être effectuées par les États à partir de l'approbation du Plan.

Un système de priorités sera incorporé au Plan qui garantira que le financement et les ressources humaines disponibles aborderont en premier lieu les principales menaces.

La participation des organisations non gouvernementales (ONG), oeuvrant dans le domaine de l'environnement, devra être encouragée. Pour cela, il faudra créer les cadres et les mécanismes adéquats qui permettront une participation active dans le Plan.

Afin d'encourager et de donner de l'importance à la coordination technique entre les Etats, les Administrations locales, les secteurs sociaux et les ONG, un Groupe de Travail a été créé et auquel les tâches suivantes seront assignées :

- Évaluer les résultats des actions de conservation entreprises et le niveau d'accomplissement du Plan ;
- Établir et réviser les priorités de conservation, de manipulation et de recherche ;
- Collaborer de façon active à l'élaboration des protocoles inclus dans le dit Plan ;
- Informer le Conseil Scientifique et le Secrétariat de la Convention de Bonn de toutes les initiatives de conservation qui pourraient affecter l'espèce ;
- Promouvoir la recherche de sources de financement aussi bien pour des actions globales et d'intérêt général que pour la conservation de l'espèce ;
- Prévoir les possibilités de révisions et de réadaptation du Plan ;
- Identifier les habitats d'intérêt pour le phoque moine ;
- Rendre accessible l'information disponible à tous les secteurs impliqués en facilitant leur participation aux débats.

Pour obtenir une plus grande efficacité du Groupe de Travail, des commissions seront constituées en vue d'assumer des tâches spécifiques, qui auront un caractère temporel.

Il est fortement recommandé de désigner un coordinateur reconnu pour sa compétence professionnelle afin de faciliter l'action coordinatrice du Plan. La désignation de coordinateurs nationaux est également recommandée.

La durée de fonctionnement du Plan est indéfinie et son contenu sera révisé en profondeur tous les quatre ans.

Dans ce contexte aussi se recommande

- Créer une structure de coordination au niveau national et désigner un coordinateur;
- Élaborer un budget de fonctionnement au niveau national;
- Promouvoir et développer des rencontres bilatérales entre les institutions de recherche et de conservation par l'intermédiaire de coordinateurs nationaux;
- Encourager et développer des rencontres bilatérales entre les gestionnaires des ZSCPM (Zones spéciales de conservation du phoque moine), notamment entre les zones voisines dont les problématiques se ressemblent;
- Créer au niveau régional un comité de suivi de l'application du plan de conservation du phoque moine. Il sera composé des coordinateurs nationaux, de représentants d'ONG et du secteur pêche, de scientifiques, de vétérinaires, etc.;

- Créer un secrétariat exécutif (dans un premier temps celui sera basé à Nouadhibou, en raison de la proximité de populations de phoques moines);
- Créer un réseau informatique afin de faciliter les échanges d'information et la coordination (le secrétariat exécutif aura pour mission de le mettre en place).

<p>Action 2. Ressources humaines et financement nécessaires pour mener à bien l'exécution du Plan</p>
--

Les ressources financières nécessaires pour assurer l'application du Plan et des stratégies régionales de chaque pays seront évaluées et identifiées. Les coûts doivent être pris en charge par les propres secteurs impliqués dans son exécution, particulièrement les Etats impliqués, l'Union Européenne et la Communauté Internationale. Il faudra chercher des formules pour rendre possible l'incorporation de nouvelles ressources financières.

Dans ce contexte aussi se recommande

2.1 Ressources financières:

- Chercher des soutiens financiers internationaux (les coûts de fonctionnement des institutions de recherche, de conservation et de surveillance vont en effet au-delà des capacités financières de certains pays);
- Élaborer un budget au niveau national dans lequel seront exprimés les besoins nécessaires à l'exécution des actions devant être menées dans le cadre du plan, notamment dans les domaines de la recherche, de la surveillance, de la conservation et de la formation;
- Coordonner les actions au niveau régional pour que le comité et le secrétariat exécutif puissent contacter les bailleurs de fonds.

Le budget global doit être présenté sous forme de projet modulaire suivant les thématiques du plan d'action afin d'en faciliter le financement.

2.2 Ressources humaines :

- Engager du personnel suffisant et qualifié ;
- Améliorer les compétences au niveau national par l'échange d'expériences entre plusieurs initiatives ;
- Renforcer la coopération bilatérale afin d'améliorer les compétences spécifiques ;
- Prendre en compte les besoins en formation dans les projets nationaux et par les mécanismes de financement dans le cadre de la coopération bilatérale, régionale et internationale.

B) Activités de contrôle et surveillance des populations et amélioration des connaissances sur l'espèce, l'habitat et les problèmes qui la touchent.

Action 3. Contrôle et suivi des populations

Action 3.1. Standardisation des techniques de suivi

Pour le suivi des populations et l'étude de leur biologie, l'on utilisera des techniques non intrusives, afin d'éviter les activités qui causent des dérangements aux individus dans zones de reproduction et de repos. Comme norme, il s'agira de l'interdiction de l'accès à l'intérieur des grottes de repos et de reproduction des phoques. Des exceptions seront faites uniquement en cas de situations d'urgence pour les individus et de situations de catastrophes (épidémies, marées rouges, écroulement de grottes, marées noires, etc.).

L'obtention d'informations sur les paramètres démographiques devra être faite, quand cela sera possible, grâce à une méthodologie semblable à celle utilisée en ce qui concerne les populations de Madeira.

Action 3.2. Contrôle et surveillance de populations

Étant donné qu'il existe seulement deux colonies reproductrices très localisées (Péninsule du Cap Blanc et archipel de Madeira), et si l'on prend en compte leur vulnérabilité, il est recommandé de maintenir des équipes ou des patrouilles de surveillance permanentes qui contrôlent la situation des deux colonies sur le terrain et qui surveillent les environs. Leur finalité est d'assurer la tranquillité des colonies reproductrices, donner l'alarme en cas d'imprévu, de catastrophe naturelle, etc. Leur fonction consisterait également à réunir les renseignements de base et élémentaires concernant la présence des individus, leur comportement, leur reproduction, etc. Cette action est complémentaire à celle de protection de l'habitat.

Action 3.3. Détermination du statut de l'espèce au nord de la péninsule du Cap Blanc jusqu'au Cap Barbas.

La zone côtière comprise entre Cap Barbas et Guerguerat a été touchée de manière relativement limitée par l'activité humaine. Il est possible qu'elle offre encore un grand habitat potentiel pour le phoque moine. Les caractéristiques de cette côte sont stratégiques pour garantir un habitat suffisant pour l'espèce.

Il faut donc réaliser des prospections afin de déterminer avec précision le statut et les problèmes actuels de l'espèce dans cette zone. Ceci permettra d'adopter les mesures nécessaires afin de protéger et de récupérer de nouvelles populations.

Dans ce contexte aussi se recommande

- Élargir la zone d'étude de Cap Blanc vers le nord, jusqu'à Dakhla.

Action 3.4. Détermination des paramètres démographiques

La taille ainsi que les tendances des populations de chaque colonie seront estimées périodiquement grâce aux méthodes les plus adéquates dans chaque situation (par exemple, à partir des séances de photo identification des individus). De la même façon, il est recommandé de prendre connaissance de la structure d'âge de chaque colonie. Des catalogues d'identification pour les individus de chacune des populations seront réalisés et régulièrement actualisés. Le nombre de naissances sera déterminé grâce à l'inspection régulière des zones de reproduction à l'aide de caméras de contrôle et de séances d'observation directe. Chaque nouveau-né sera identifié et inscrit dans un catalogue en fonction des différences observées dans le schéma de pigmentation de sa tache ventral. Ensuite un suivi individualisé sera mené jusqu'à la première mue (approximativement deux mois après leur naissance) ceci afin de déterminer le taux de survie jusqu'à cet âge là. Il est conseillé d'appliquer des marquages adéquats et durables aux petits dans le cas de sauvetage et réhabilitation. Des séances de suivi auront lieu pour identifier les animaux marqués afin d'estimer les taux de survie des petits mués et des jeunes. De cette manière, l'on obtiendra d'autres renseignements concernant le développement et la maturité sexuelle de l'espèce.

Dans ce contexte aussi se recommande

- Au cas où d'autres populations étaient repérées, il est recommandé que les mêmes études soient faites pour la détermination de leurs paramètres démographiques, de la même façon et avec la même technologie employée jusqu'à présent.

Action 3.5. Suivi sanitaire

Un dispositif de suivi régulier sera maintenu dans la Péninsule du Cap Blanc et à Madeira. Les plages et les côtes proches des grottes de reproduction et de repos seront parcourues régulièrement afin de détecter les éventuels cadavres provenant de la colonie. Il y aura également un suivi continu du comportement normal des animaux et de leur statut sanitaire, grâce à l'utilisation de caméras vidéo.

Chaque fois que des cadavres ou des animaux malades, blessés etc., seront trouvés, les causes devront être recherchées moyennant les protocoles déjà existants. Des échantillons relevés seront analysés dans des laboratoires d'anatomopathologie et toxicologie reconnus pour leur expérience dans leurs domaines respectifs. En même temps, un suivi du morbillivirus dans les populations atlantiques du phoque moine aura lieu, grâce à l'utilisation des individus échoués sur la côte et le cas de sauvetages et réhabilitation. Dans ce contexte, il est recommandé de prélever des échantillons de sang.

Dans ce contexte aussi se recommande

- Réaliser des séminaires, des réunions de travail et des cours pour la formation en matière d'autopsies et de monitoring ;
- Elaborer un guide pour la standardisation des méthodes de suivi sanitaire et d'autopsies, selon le modèle qui existe déjà pour le phoque moine du Hawaii, avec les adaptations nécessaires pour le phoque moine de la méditerranée.

Action 4. Évaluation et suivi des interactions entre les activités de pêche et les phoques

Action 4.1. Besoins trophiques et stratégiques d'alimentation des phoques

Bien qu'il soit difficile et complexe de connaître le régime alimentaire du phoque moine, des connaissances approximatives pourraient être obtenues par l'analyse du contenu des estomacs des cadavres trouvés. Cette information pourra être complétée par des observations directes et des entretiens avec les pêcheurs. De façon complémentaire, des enregistreurs de profondeur (TDR's) seront utilisés, en association avec des émetteurs de position pour déterminer les aires et les stratégies d'alimentation, et dans tous les cas les exemplaires utilisés seront issus des sauvetages et réhabilitation.

Dans ce contexte aussi se recommande

- Évaluer le besoin nutritionnel des populations de phoques moines ;
- Suivre leur comportement alimentaire.

Action 4.2. Statut et distribution géographique et saisonnière des populations d'espèces-proies

Une fois que les espèces proies les plus importantes pour le phoque moine seront identifiées, l'on devra réaliser un travail de compilation d'informations et d'analyses concernant ces espèces en utilisant les études qui existent déjà et celles qui sont en cours de réalisation sur l'état des populations dans les régions marines des deux colonies. Au cas où des déficiences ou manque d'informations seraient détectées, l'on pourra proposer la réalisation d'études spécifiques. En ce sens, il est conseillé de faire un effort de suivi régulier des stocks des espèces-proies du phoque moine, dans le but de détecter des variations de sa disponibilité et de sa distribution géographique.

Dans ce contexte aussi se recommande

- Évaluer l'abondance des espèces proies dans les zones d'alimentation des populations de phoques. Pour ce faire, analyser les données recueillies lors de la réalisation des campagnes d'évaluation au moyen des navires de recherche du Maroc et de la Mauritanie ;
- Étudier et suivre la présence de métaux lourds et d'hydrocarbures dans la population des proies du phoque moine.

Action 4.3. Impacts des activités de pêche

La réduction des interactions des phoques moines avec les activités de pêche constitue un élément essentiel de la stratégie de conservation de l'espèce. Il faut continuer à mener des travaux de suivi et d'obtention d'informations sur la mortalité accidentelle et intentionnée des phoques.

Il faut déterminer de toute urgence les types d'interactions, les engins de pêche qui présentent les plus grands risques et les zones les plus conflictuelles, tout comme

les effets de l'activité de pêche sur les populations des espèces proies en rapport avec les bénéfices de sa conservation.

Dans ce contexte aussi se recommande

- Élaborer des modèles superposant les zones et profondeurs de pêche et les zones et profondeurs d'alimentation des phoques, en tenant compte des variations saisonnières ;
- Profiter de la présence des observateurs des bateaux de la flotte de pêche européenne (là où ils se trouvent) pour recueillir des informations concernant les captures accidentelles, la présence des phoques et les interactions entre les phoques et les bateaux ;
- Enregistrer les interactions actuelles en précisant leur nature (blessure, mort, etc.) en s'appuyant sur des observations scientifiques et des sondages fiables ;
- Expéditions terrestres afin de localiser les animaux blessés ou morts et, dans la mesure du possible, déterminer les causes de la mort ;
- Évaluer le nombre d'animaux morts ou blessés suite à des interactions avec les pêcheries ;
- Analyser la compétition, en ce qui concerne l'utilisation des ressources, entre les activités de pêche et les phoques. Formule captures/espèces/zone + consommation/espèces/zone = abondance/espèces/zone d'alimentation.

Action 4.4. Analyse et évaluation des dégâts matériels et pertes économiques causés par les phoques dans ce secteur

Dans l'objet de renforcer l'effet des campagnes de sensibilisation et d'éducation dans le secteur de la pêche, il est nécessaire d'évaluer les coûts économiques occasionnés par le phoque moine en ce qui concerne les engins de pêche afin de prendre d'éventuelles mesures compensatoires.

Dans ce contexte aussi se recommande

- Réaliser une étude pour pouvoir évaluer les éventuels impacts économiques causés par la espèce. Le cas échéant, cette étude peut envisager non seulement les dommages aux engins de pêche mais aussi d'autres influences, telles que le dérangement des poissons.

Action 5. Connaissance de l'habitat et suivi des conditions de l'environnement

Action 5.1. Habitat côtier.

Il faut mener une étude géologique des falaises de la péninsule de Cap Blanc afin de prévoir le risque d'éboulement des grottes actuellement occupées ou d'autres grottes ayant un intérêt.

Il serait nécessaire de faire une analyse descriptive de l'habitat de l'espèce à différents moments de l'histoire. Ceci nous permettra de mieux connaître les besoins des phoques ainsi que la disponibilité actuelle d'habitat côtier.

Les habitats d'intérêts pour la conservation de l'espèce, comprennent les aires géographiques bien définies par des facteurs abiotiques et biotiques et avec des surfaces bien délimitées, où l'espèce développe actuellement une des phases de son cycle biologique. En plus on inclut dans cette considération les zones côtières et marines occupées dans le passé par le phoque moine et qui réunissent toutes les conditions pour être recolonisées dans l'avenir.

Action 5.2. Environnement marin.

L'état de la mer est en rapport direct avec la survie des nouveaux-nés. Pour cette raison, il faudra effectuer quotidiennement des relevés des variables du milieu ambiant, celles qui sont les plus pertinentes, à savoir la hauteur, la direction et la fréquence des vagues, de la houle; la vitesse et la direction du vent, etc. Il serait utile d'installer des postes d'enregistrement automatique de ces paramètres pour les colonies de Cap Blanc et de Madeira afin d'avoir un contrôle plus objectif et plus précis.

En accord avec un protocole qui devra être établi, il faudra prélever régulièrement des échantillons d'eau afin de déterminer ses caractéristiques physico-chimiques et les niveaux de pollution. Ceci est important dans la région de Cap Blanc, où le transport maritime (minerais de fer, pétrole, etc.) est intense et passe à quelques kilomètres de la colonie. Il serait intéressant de déterminer les niveaux de fer dans l'eau et de rechercher une éventuelle relation avec la formation de blooms de phytoplancton dans la zone. Il faudrait également faire des recherches sur les aspects météorologiques du transport aérien de matériaux terrestres, qui ont un rapport avec l'apparition de blooms de phytoplancton. Concrètement, il s'agira de faire une étude hydro-climatique.

Il est recommandé de faire une étude en profondeur de l'écologie et des niveaux de base des espèces de phytoplancton productrices de toxines dans la région du cadre géographique du plan, d'évaluer le risque de voir se reproduire des blooms d'algues toxiques et de déterminer les facteurs possibles qui les déclenchent. Enfin, il faut établir un dispositif de contrôle et d'alerte précoce dans la zone et développer un bon système qui puisse surveiller et détecter par satellite les blooms d'algues.

Dans ce contexte aussi se recommande

- Cours de formation pour l'obtention de recueils de données précis ;
- Évaluation et suivi continus des niveaux sanitaires du milieu marin (pollution, hydrocarbures, métaux lourds, contaminants biologiques, etc.) ;
- Entreprendre comme priorité la réalisation d'une étude sur les changements dans le régime des régimes des vents et leur influence sur l'upwelling ;
- Réaliser un suivi de la qualité de l'eau ;
- Recommander que les centres de recherche les plus proches de la région en question prennent en charge le suivi de ces paramètres. (*Dans ce sens, il est recommandé que les centres réalisent des exercices de inter-calibration*)

Action 6. Variabilité génétique de l'espèce

Les individus de phoque moine qui seront trouvés morts ou seront manipulés suite à des opérations de sauvetage et de réhabilitation seront utilisés pour le prélèvement des échantillons afin d'approfondir les études de variabilité génétique.

Il est important d'obtenir des informations sur la colonie de Madeira et de les comparer avec celles du Cap Blanc. Dans la même optique, il faudra établir des études comparatives avec le reste de la zone de distribution de l'espèce, en Mer Méditerranée.

Il est recommandé de faire une analyse de la faisabilité d'un programme pour améliorer génétiquement les populations afin de pouvoir éventuellement pallier à un constat d'appauvrissement génétique.

Dans ce contexte aussi se recommande

- Poursuivre l'effort d'échantillonnage (animaux morts, sauvés et/ou réhabilités).

C) Actions directes pour réduire la mortalité de l'espèce.

Action 7. Régulation de l'activité de pêche

Une fois que l'on connaîtra les engins de pêche dangereux et les zones conflictuelles en rapport avec la pêche, les États correspondants aux aires de distribution de l'espèce devront établir des réglementations, en ce qui concerne la pêche, en accord avec les informations mises à jour concernant les problèmes de l'espèce, tout particulièrement dans la région du Cap Blanc. Ces réglementations devront établir l'existence de restrictions de certaines zones de pêche ou de certains engins de pêche en fonction de l'époque, pour chercher à éviter les accidents avec les phoques. En ce sens, et comme première mesure, il est recommandé d'adopter le *Code de conduite pour une pêche responsable* de la FAO. Chaque État développera et appliquera ces normes dans les zones critiques pour l'espèce à l'intérieur de ses eaux juridictionnelles et sur les bateaux qui exercent sous son pavillon. Il faudra prévoir un cadre réglementaire suffisamment souple afin de pouvoir l'adapter aux nouvelles situations et à l'évolution des connaissances.

Action 8. Mortalité néonatale

Action 8.1. Sauvetage, réhabilitation et réintroduction dans la nature des nouveaux-nés en danger

Si l'on prend en compte d'un part, la situation actuelle critique de l'espèce et d'autre part, la valeur croissante de chaque individu ainsi que l'importante répercussion sociale et éducative de toutes les opérations de sauvetage, réhabilitation et de réintroduction de petits et de jeunes en danger, et malgré la controverse sur la contribution de ces petits manipulés par l'être humain à la récupération de la

population, il est très important de faire tous les efforts possibles pour ne laisser mourir aucun individu en situation de danger et augmenter ainsi les chances de survie de l'espèce.

- Dans le cadre d'un atelier d'experts, l'on établira un protocole d'action pour la manipulation des nouveaux nés et jeunes en détresse où l'on précisera les critères de sauvetage et la méthodologie de réhabilitation et de réintroduction. Le protocole de sauvetage évaluera les possibilités de survie de chaque petit ;
- Chaque nouveau-né, au moins dans la colonie de Cap Blanc, fera l'objet d'un contrôle et d'une surveillance, tout comme les facteurs de l'environnement, afin de détecter et d'évaluer les situations qui menacent leur survie ;
- Les individus qui s'égareront et qui sont trouvés à l'extérieur des grottes seront rendus à leur grotte d'origine, chaque fois que cela sera possible et que les garanties de succès seront suffisantes. Dans le cas contraire, ils feront l'objet de réhabilitation d'après les protocoles et connaissances disponibles actuellement. Postérieurement, un contrôle et une surveillance de l'animal de façon continue seront effectués jusqu'à ce que la situation retourne à la normale et que le risque disparaisse ;
- Les petits malades, blessés ou en manque de soins maternels seront pris en charge pour leur réhabilitation. Les petits seront transportés dans un centre de réhabilitation préparé à cet effet et jouiront de l'assistance et de l'appui technique d'équipes vétérinaires spécialisées dans ce domaine.

Dans ce contexte aussi se recommande :

- Éclaircir les raisons pour lesquelles le taux de survie des bébés phoques est si faible (recherche sur les conditions environnementales, le comportement, les conditions physiologiques et génétiques, les maladies infectieuses, etc.) ;
- Mettre en œuvre un protocole d'action pour le sauvetage, la réhabilitation et la libération (ou réintroduction) en mer des animaux, en s'appuyant sur l'ensemble des connaissances disponibles et des expériences déjà menées en la matière ;
- Incorporer les informations fournies par le séminaire "*Rehabilitation in theory and practice: protocols, techniques, cases*" qui a eu lieu à Liège (Belgique), en 2002
- Renforcer le centre de réhabilitation des phoques déjà existant et en prévoir d'autres (cf. Action 12).

Action 9. Favoriser l'occupation des plages comme habitat de reproduction et de repos

La reproduction et le repos à l'extérieur des grottes des jeunes femelles, constatés à Desertas en 1997 et 1999, et l'utilisation de plages ouvertes par quelques individus au Cap Blanc et à Desertas permettent d'envisager une véritable possibilité de retour des phoques dans des habitats côtiers extérieurs aux grottes (plus favorables pour la survie des petits : plages ouvertes et endroits protégés de la houle et des prédateurs terrestres). C'est dans cette optique que les actions suivantes seront mise en oeuvre :

- Garantir la protection et la tranquillité des plages dans les zones actuelles et potentielles, ainsi que dans des zones de reproduction et de repos. Pour cela il

faudra contrôler l'accès des personnes et établir un dispositif de surveillance à cet effet afin d'éviter les activités qui causent un dérangement aux individus des zones de reproduction et de repos. Comme norme générale, l'accès à l'intérieur des grottes de repos et de reproduction des phoques sera interdit. Des exceptions seront faites uniquement en cas de situations d'urgence d'individus en danger et de catastrophes (épidémies, marées rouges et noires, écroulement de grottes, etc.).

- Etudier la disponibilité d'habitats potentiels et favoriser leur occupation, présentant toutes les conditions pour la réimplantation ou l'implantation d'une colonie et la faisabilité d'une amélioration de l'habitat côtier dans les zones potentiellement recolonisables antérieurement identifiées.

Dans ce contexte aussi se recommande :

- Promouvoir l'utilisation des plages comme lieux de reproduction (éliminer les nuisances, exclure les prédateurs et identifier les meilleurs endroits) ;
- Mener des recherches afin de définir pourquoi certaines grottes sont occupées et d'autres non ;
- Améliorer les conditions environnementales dans les grottes non occupées actuellement si les résultats des recherches indiquent que cela est souhaitable.

D) Actions pour la protection de l'habitat

Action 10. Protection légale de l'habitat et appui pour son application.

L'objectif étant de garantir une protection internationale de l'espèce en fonction de sa répartition géographique, on établira un réseau d'aires protégées ou de zones spéciales de conservation pour le phoque moine (ZSCPM) dans la région. Pour cela, il faudra identifier au préalable les habitats d'intérêt pour le phoque moine (Action 5.1.3.) qui feront partie, une fois qu'ils seront dotés de mécanismes de protection légale et de dotation de moyens, du dit réseau.

En accord avec l'information qui existe actuellement, les aires indiquées ci-dessous, forment une liste préliminaire:

1. Côte nord de Madeira (Portugal)
 - Réserve Naturelle de Rocha do Navio
 - Réserve Naturelle de Ponta de San Lourenço
2. Iles Desertas (Portugal)
 - Réserve Naturelle des îles Desertas.
3. Iles Salvages (Portugal)
 - Réserve Naturelle des îles Salvages
4. Côte nord et ouest de Lanzarote (Espagne)
 - Parc Naturel et Réserve Marine des îlots du nord de Lanzarote
 - Parc National de Timanfaya

5. Côte nord et ouest de Fuerteventura (Espagne)
 - Parc Natural Isla de Lobos
 - Parc Naturel de Betancuria
 - Lieu d'Importance Communautaire (LIC) de Cueva de Lobos
 - Parc Naturel de Jandía

6. Dakhla-Cap Barbas-Cap Blanc (Maroc-Mauritanie)
 - Réserve Maritime de la Baie de Dakhla (Maroc)
 - Zone d'Interdiction de pêche dans la zone au sud de Roc Chico (Maroc)
 - Réserve Marine de la Péninsule du Cap Blanc (Maroc)
 - Réserve Satellite de Cap-Blanc (Mauritanie)

7. Baie du Lévrier-Banc d'Arguin (Mauritanie)
 - Baie du Lévrier
 - Baie de l'Étoile
 - Parc National du Banc D'Arguin

Les ZSCPM seront désignées par les États membres, à l'aide des procédures qui existent déjà. Après quoi, on développera des Plans de gestion et on établira les mesures de conservation nécessaires pour l'atteinte des objectifs des ZSCPM.

Le Maroc renforcera la mesure d'instauration d'une zone maritime (en vigueur depuis 1993) par la mise en place de mesures de protection de la zone maritime-terrestre adjacente dans la Péninsule de Cap Blanc.

La mise en marche des mesures de surveillance et de contrôle prévues dans les zones marines protégées qui existent déjà devra être renforcée.

En complément à ce qui est mentionné plus haut, chaque État devra faire un effort pour maintenir et améliorer le niveau de protection des espaces protégés déjà identifiés comme habitats pour le phoque moine, surtout au niveau national, avec l'amélioration des moyens disponibles et le maintien des espaces naturels protégés où les phoques moines sont présents : les îles Desertas et la Péninsule du Cap Blanc.

Dans ce contexte aussi se recommande

- Accélérer la mise en place du Parc National prévu entre Cap Barbas et Cap Blanc; par la réalisation d'une étude de faisabilité basée sur le Plan d'Aménagement existant et portant au moins sur les aspects socioéconomiques, et la nécessité de l'implication des secteurs de la pêche et les communautés locales pour favoriser l'établissement du parc ;
- Identifier les habitats utilisés par l'espèce dans le passé et aujourd'hui ;
- Réviser les sources bibliographiques où l'on peut trouver des références spécifiques sur la présence ou l'abondance du phoque moine dans l'Atlantique, ses caractéristiques biologiques, ou encore les méthodes de chasse pratiquées ;
- Mettre en œuvre un protocole d'exécution pour identifier les habitats existants qui sont favorables au phoque moine, identifier les populations survivantes, dresser un inventaire de toutes les nuisances anthropogéniques

ou naturelles présentes sur toute l'étendue géographique du plan d'action. Élaboration d'un rapport reprenant tous ces points.

- Créer un groupe de travail chargé d'identifier et de définir quels sont, en termes d'habitat, les besoins essentiels à la survie et à l'expansion naturelle du phoque moine dans l'Atlantique oriental.

E) Activités d'information et d'appui social.

Action 11. Information et appui social.

Seront élaborées des campagnes spécifiques d'information et des projets de soutien social qui auront comme objectif de favoriser les changements d'attitudes, et de faciliter l'appui et la participation des utilisateurs du milieu dont la mise à contribution est nécessaire pour atteindre les objectifs du Plan. Dans ce contexte, toute action allant dans ce sens prendra en compte de façon préférentielle les particularités socioéconomiques et culturelles de chaque pays.

Les principaux secteurs sociaux auxquels s'adresseront les campagnes d'information sont les suivants:

- Les milieux scolaires situés dans le champ d'application de ce Plan ;
- Les secteurs d'activité en relation avec l'espèce, tout particulièrement le secteur de pêche, le but étant de faciliter l'adoption du Plan et d'éviter les conflits avec les phoques ;
- Les groupes qui sont impliqués dans les tâches d'exécution de ce Plan sont tout spécialement les gestionnaires et le personnel technique et de surveillance.

Il faudra permettre un plus grand flux d'information vers le public en général, en ce qui concerne le but et les contenus de ce Plan et les activités de conservation et de maniement de la plus grande importance sociale. En même temps, les actions qui impliquent les populations locales seront favorisées et en particulier en faire bénéficier les secteurs d'activité en rapport avec l'espèce

Dans ce contexte aussi se recommande :

1. Stratégies de communication.

- Informer les professionnels du secteur de la pêche, de l'importance de la préservation du phoque moine et de l'intérêt de l'établissement des zones protégées pour les ressources halieutiques ;
- Informer et se concerter avec les autorités officielles responsables de la surveillance ;
- Informer la population locale et des organismes officiels ;
- Tenir des stages de formation dans les établissements scolaires à l'intention des instituteurs et des professeurs de l'enseignement secondaire. Fournir du matériel éducatif.
- Informer les autres groupes de la population concernée (d'importance également) : pêcheurs occasionnels, ramasseurs de ressources littorales (pousse-pied, coquillages, etc.). Il s'agit souvent de populations défavorisées (aspect social) nécessitant l'appui;

- Informer la communauté internationale sur la nécessité de soutien financier pour la mise en œuvre de ce plan.

2. Stratégies d'aide sociale destinées aux pêcheurs artisanaux et à la population en général.

- Promouvoir des actions de coopération visant le développement durable de la communauté locale. Mise en œuvre de projets de coopération dans divers domaines (santé, environnement, éducation, promotion du tissu économique, etc.) ;
- Établir des contacts entre les institutions locales et les organismes et instituts de technologies environnementales, afin de favoriser la collaboration au niveau des infrastructures et des projets de coopération au développement ;
- Considérer le fait que l'aide matérielle en nature donne des résultats positifs et facilite les travaux de sensibilisation et la prise de conscience (par exemple, remplacer les filets de pêche nuisibles).
- Appuyer les autorités locales dans la mise en œuvre d'actions de soutien social aux pêcheurs et aux populations touchées.

Recommandations prioritaires:

- Les campagnes de sensibilisation, d'information et d'aide sociale devront atteindre l'objectif suivant : associer, faire participer, et mettre à contribution les populations locales aux travaux et actions de conservation du phoque.

Dans le cas de Madère, la poursuite de la campagne réalisée jusqu'à présent par le Parc Naturel est encouragée :

- Éducation dans les écoles, expositions itinérantes, conférences, visites dans les îles désertes, interventions dans les médias.
- Préparation d'une campagne de recueil de données dans les clubs navals et les endroits stratégiques où se retrouvent les pêcheurs et les navigateurs.

F) Élaboration d'un Protocole d'Action coordonné pour des situations d'urgence

Action 12. Établissement de bases communes pour l'élaboration de mesures d'urgence spécifiques pour la zone du Cap Blanc et l'archipel de Madeira

Si l'on prend en compte l'expérience du passé, certaines nécessités ou actions particulières pour aborder un plan d'urgence devant une nouvelle catastrophe ont été identifiées, comme le cas des épidémies, des marées rouges et noires, des éboulements de grottes, etc.

En ce sens, il est recommandé d'élaborer un protocole d'action commune, tout en tenant compte que les connaissances, les moyens matériels sont dispersés dans le monde. Pour cette raison, il serait utile de créer un Réseau d'Alerte constitué d'experts des différentes institutions qui pourraient apporter des connaissances ou de l'aide en cas de situation de crise. Ces entités devaient être invitées à participer ou à être disponibles au sein du Réseau d'Alerte, afin que leurs connaissances et/ou moyens soient utilisables dans les opérations du plan d'urgence.

Pour coordonner ce réseau d'alerte, il faudra désigner un coordinateur ou une institution dont le rôle sera de mettre à jour la base de données de ces personnes. Le Bureau de coordination de ce réseau informera le Groupe de Travail des changements et en cas d'alerte, ce bureau sera chargé de trouver les fonds, donner l'alerte et de coordonner les actions. Dans ce contexte, il est conseillé que ce bureau réalise des travaux préalables.

D'un autre côté, il est conseillé que les pays préparent les dotations et infrastructures nécessaires pour réaliser le plan.

Le plan devra bénéficier des moyens humains, matériels et financiers disponibles le plus vite possible.

Dans ce contexte aussi se recommande :

- Informer les pays du Plan et leur proposer d'entamer le processus de classement de la zone marine entre le cap Barbas et le cap Timiris en tant que PSSA (Zone Marine Particulièrement Sensible) dans le cadre des protocoles et dispositions de l'Organisation Maritime Internationale ;
- Recommander aux pays faisant partie du Plan d'interdire le passage dans leurs eaux territoriales de pétroliers à coque simple en accord avec la législation internationale en vigueur ;
- Informer sur la nécessité urgente de se doter de Plans d'urgence pour faire face aux catastrophes ayant un impact sur l'espèce (notamment pour la pollution par les hydrocarbures), et dans ce sens, il est recommandé la prise des mesures suivantes :
- Création d'une équipe de première intervention et d'une équipe d'intervention en cas d'urgence.

Équipe de première intervention :

- Composée de représentants des différents ministères, ainsi que des équipes chargées du suivi et de la surveillance des populations (p.44 Rapport final PHVA).

Équipe d'intervention en cas d'urgence :

- Un représentant des différents domaines (biologie, médecine, suivi environnemental, soutien logistique)
- Proposition d'organisation interne de l'équipe et fonctions. (p.44, 46 et 47 Rapport final PHVA, Valsain 2001).

Analyse des menaces :

- Les diverses menaces identifiées sont les suivantes : maladies infectieuses, déversement de produits polluants, algues toxiques, effondrement de grottes, nuisances dans l'habitat, interaction avec des pêcheries, causes inconnues.
- Pour chacune des menaces précédentes, on définit les effets sur la population, la fréquence prévue de la situation d'urgence, la méthodologie nécessaire à l'identification de la situation d'urgence, la réponse à apporter et les mesures préventives applicables. (p.44-46 Rapport final PHVA, Valsain 2001).

En terme d'infrastructure de terrain, il est recommandé d'appuyer le projet de réalisation dans la zone de D'Khila (Villa Lobos la Vieja),

d'une station de autonome de suivi continu, de surveillance du milieu marin et d'intervention d'urgence en cas de catastrophe

3. APPENDICE : Habitat et analyse de la viabilité de la population (PHVA, 2001)

Risk Assessment and Population Modeling

Jaume Forcada, **National Marine Fisheries Service / NOAA, United States**

Ingrid Mozetich, **Fundación CBD – Habitat, Spain**

Phil Miller, **Conservation Breeding Specialist Group, USA**

Introduction

Two Mediterranean monk seal populations currently exist in the eastern Atlantic, one in the Desertas Islands (Madeira), and the other on the Cap Blanc peninsula. The colony at Cap Blanc, with an estimated average population of 317 seals in the mid 1990s, was affected by a severe mass mortality event in 1997, which reduced its numbers to 103 individuals (as estimated in 1998, Forcada *et al.* 1999). The age composition was also changed as a result of the mass mortality, significantly increasing the proportion of young seals. The sub-population in Madeira was composed of about 50 animals in the late 70s and severely reduced in size over the next two decades. The population size is currently estimated to be around 24 seals (Costa-Neves, personal communication). Both populations are presently exposed to a number of potential threats that could compromise their persistence in the Atlantic.

The population modeling group assembled baseline demographic and population data to build risk assessment models and assess the viability of these two populations. The data were used to construct population models and assess current population trends. Sensitivity analysis was employed to assess the impact of measurement uncertainty in demographic rate estimation on population performance. Finally, the group developed a procedure to identify and quantify current threats to populations and habitats, and a survey on potential threats was conducted among the different working groups (see form at the end of this document).

Population Viability Analysis of the Mediterranean Monk Seal of the Eastern Atlantic

Population viability analysis (PVA) can be an extremely useful tool for assessing current and future risk of wildlife population decline and extinction. In addition, the need for and consequences of alternative management strategies can be modeled to suggest which practices may be the most effective in conserving the Mediterranean monk seal in its wild habitat in the eastern Atlantic. *VORTEX*, a simulation software package written for population viability analysis (see final pages of this report), was used here as a mechanism to study the interaction of a number of Mediterranean monk seal life history and population parameters treated stochastically, to explore which demographic parameters may be the most sensitive to alternative management practices, and to test the effects of selected island-specific management scenarios.

The *VORTEX* package is a Monte Carlo simulation of the effects of deterministic forces as well as demographic, environmental, and genetic stochastic events on wild populations. *VORTEX* models population dynamics as discrete sequential events (e.g., births, deaths, sex ratios among offspring, catastrophes, etc.) that occur according to defined probabilities. The probabilities of events are modeled as constants or random variables that follow specified distributions. The

package simulates a population by stepping through the series of events that describe the typical life cycles of sexually reproducing, diploid organisms.

VORTEX is not intended to give absolute answers, since it is projecting stochastically the interactions of the many parameters used as input to the model and because of the random processes involved in nature. Interpretation of the output depends upon our knowledge of the biology of the Mediterranean monk seal, the environmental conditions affecting the species, and possible future changes in these conditions. For a more detailed explanation of *VORTEX* and its use in population viability analysis, refer to Miller and Lacy (1999) and Lacy (2000).

Input Parameters for Stochastic Population Viability Models

Species: *Monachus monachus*

Species distribution in the eastern Atlantic: Currently, there are only two known breeding subpopulations in the Atlantic: A colony at Cap Blanc, western Africa, and a colony in the Desertas Islands, Madeira, Portugal.

Breeding System: Polygynous. The degree of polygyny is likely to be very low at Cap Blanc, if it really exists. For the purpose of the simulation exercise we assume that it is polygynous.

Age of First Reproduction: *VORTEX* precisely defines reproduction as the time at which offspring are born, not simply the age of sexual maturity. In addition, the program uses the mean age rather than the earliest recorded age of offspring production. At Cap Blanc, the age of first reproduction (only known for a limited number of animals, Gazo *et al.* 2000) is assumed to be 4 years on average. The same age is applied for Madeira.

Age of Reproductive Senescence: *VORTEX* generally assumes that animals can reproduce (at the normal rate) throughout their adult life. We assume that monk seals do not experience reproductive senescence; consequently, we assume that individuals reproduce until they die. Field observations suggest that monk seals may live to be 40 years of age.

Offspring Production: Available information on natality rates of the Mediterranean monk seal at Cap Blanc (Gazo *et al.* 1999, González *et al.* 2002) are found to be biased by the population modeling working group. Published estimates are expressed as the ratio of observed number of pups to total number of reproductive females in the population. The observed number of pups used is biased because it does not account for those unobserved. The corrected number of reproductive females in Gonzalez *et al.* is biased because it is produced with a derived estimate of adults in the population

from Forcada *et al.* 1999, subsequently corrected with a biased estimate of sex-ratio which does not account for unobserved individuals. We use a better estimate based on multi-stage capture-recapture modeling of photo-identification data derived by modeling breeding propensity, and observed numbers of breeding and non-breeding females in the colony during the period 1993-1998 and their corresponding recapture probabilities (Forcada *et al.*, unpublished data). The modeling indicates that 51.9% (SD = 12.4%) on average reproduce each year (University of Barcelona, unpublished data). This reproductive rate is largely influenced by the breeding energetics of adult females. In other words, the percentage of adult females that successfully reproduce from year to year will range from about 30% to 70%.

Natality rates for the Mediterranean monk seal in Madeira are not currently available. The working group produced an estimate from available information provided by researchers currently working in the area. The estimate is the ratio of the observed average number of pups born in each year (3) to the estimated number of reproductive females in the population. This number is obtained from the observed number of adults corrected by an assumed sex-ratio of 1:1. This gives an estimated number of 0.43. Because of the limited information available, the

group could not produce an estimate of standard error, but assumed a variation between 20 and 60%.

Mediterranean monk seal females produce only 1 pup per litter, and the sex ratio of males and females is assumed 1:1, since the estimated value is not significantly different of this ratio. The same values are assumed for the population in Madeira.

Male Breeding Pool: In many species, some adult males may be socially restricted from breeding despite being physiologically capable. This can be modeled in *VORTEX* by specifying a portion of the total pool of adult males that may be considered “available” for breeding each year. The working group assumed that 50% of the males were involved in the reproduction, allowing for a variation between 25 and 75% for the sensitivity analysis.

Age-Specific Mortality: Age specific mortality was obtained from unpublished survival estimates (Forcada *et al.*) and by modeling the recapture histories of seals from the period 1993-1998. Modeling of several effects, including age, 1997 mass mortality, sampling effort, year and additional covariates allowed for estimates of age specific survival rates. The sampling scheme and subsequent modeling, based on Pollock’s robust design, was also used to test for immigration, emigration and presence of transients in the population. The lack of migratory movements was shown by the best modeling options. Since emigration was insignificant, estimated survival rates were the complement of mortality rates. It also indicated independence between the population of Cap Blanc and Madeira. An analysis of variance components using random effects models was used to separate sampling error from process variation, and process variation was used to derive standard errors (Table below).

Age Class	Mortality, % (SD)	
	Females	Males
0 – 1	59.0 (10.5)	59.0 (10.5)
1 – 2	20.8 (5.7)	20.8 (5.7)
2 – 3	10.0 (0.9)	10.0 (0.9)
3 – 4	10.0 (6.1)	3.4 (0.34)
Adult (4+)	10.0 (6.1)	3.4 (0.34)

Mortality rates for pups and juveniles at Madeira were inferred from the observed number of dead animals. Juvenile and adult mortality rates were assumed to be the same as in Cap Blanc.

Inbreeding Depression: *VORTEX* includes the ability to model the detrimental effects of inbreeding through reduced survival of pups through their first year. The severity of inbreeding depression is expressed as the number of lethal equivalents per diploid genome in a given population. In the absence of specific data on the impacts of inbreeding on juvenile survival in Mediterranean monk seals, we used the median value of 3.14 lethal equivalents derived from analysis of 45 captive mammal populations in North America by Ralls *et al.* 1988. In addition, we assume that about 50% of the genes responsible for inbreeding depression are lethal and can be eliminated from the population over time through exposure and selection in homozygotes produced through inbreeding.

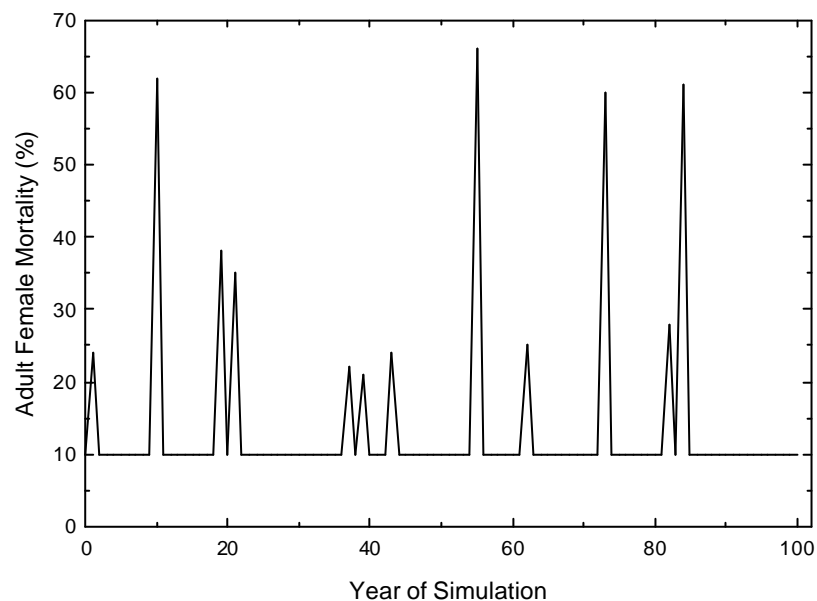
Catastrophes: Catastrophes are singular environmental events that are outside the bounds of normal environmental variation affecting reproduction and/or survival. Natural catastrophes can be tornadoes, floods, droughts, disease, or similar events. These events are modeled in

VORTEX by assigning an annual probability of occurrence and a pair of severity factors describing their impact on mortality (across all age-sex classes) and the proportion of females successfully breeding in a given year. These factors range from 0.0 (maximum or absolute effect) to 1.0 (no effect), and are imposed during the single year of the catastrophe, after which time the demographic rates rebound to their baseline values.

We focused on developing a catastrophe scenario based on the recent mass mortality event that reduced the size of the Cap Blanc population by nearly 70%. Continued analysis of this event leads most researchers to conclude that a severe toxic algal bloom triggered the seal mortality event. These events are beginning to occur across a wider geographic area, and with greater frequency (Joe Geraci, personal communication). For our Mediterranean monk seal analysis we assumed that this type of toxic bloom occurs about every 10 years. In addition, we assumed that the severity of a bloom could be highly variable as it is a function of prevailing environmental conditions and geographic proximity to the affected seal population. Finally, we assumed that the impact of this event is restricted to the adult age class, as adults tend to feed on the affected fish with greater frequency. We assumed that catastrophe mortality could be as high as 70% in adults, with the actual severity drawn from a uniform distribution according to the following Vortex functional form (see Miller and Lacy (1999) for details on the syntax):

$$\text{Mortality} = 10 + [(60 * \text{SRAND}(Y + (R * 100))) * (\text{SRAND}(Y + (R * 200)) < 0.1)]$$

This function generates the following graph of adult female mortality over time:



Note that, in the plot above, both the timing and severity of the event is random. The precise timing and severity of the catastrophe will be different for each scenario that is modeled.

Initial Population Size: Initial population size by age group was obtained from capture-recapture estimates of abundance using photo-identification data for the colony at Cap Blanc in 1996 (Forcada *et al* 1999). Estimates were rescaled by the proportion of individuals in each age group, and estimated proportions were corrected by unobserved animals using recapture rates estimated by photo-identification and other marking methods (Jaume Forcada, unpublished data).

Photo-identification and count data from Madeira was used to estimate the initial population size by age groups.

Carrying Capacity: The carrying capacity, K, for a given habitat patch defines an upper limit **for**

the population size, above which additional mortality is imposed randomly across deaths of individuals and total population numbers all age classes in order to return the population to the value set for K. Given the low numbers of Mediterranean monk seals in Cap Blanc and Madeira, K was simulated as a population ceiling, of 600 and 75 individuals respectively

Iterations and Years of Projection: All scenarios were simulated 250 times, with population projections extending to 50 years. This time period corresponds to approximately 6 monk seal generations. All simulations were conducted using *VORTEX* version 8.41 (June 2000).

Results of Simulation Modeling

1. Baseline Cap Blanc Population Analysis: Inbreeding and Algal Toxin Catastrophe

Figure 1 shows the 50-year projection of our simulated Cap Blanc population with our best estimates of population variables. In the absence of the catastrophic mortality event and inbreeding effects (the solid line), our baseline model results in a rate of population growth (r) of -0.034. In other words, the simulated population is expected to decline in size at a rate of about 3.5% per year. Recent population trend analysis (Forcada *et al.* 1999) suggests that the Cap Blanc population was neither increasing nor decreasing in size before the 1997 mortality event; however, the short time period of observation on a small population makes the detection of a significant change in population size difficult at best. Moreover, high variability surrounding population size estimates – as was the case for the 1993 population estimate – further reduces the power to detect a decline. With this in mind, we conclude that the rate of decline observed in our model is within reason for the Cap Blanc population. Even without considering the devastating impacts of a mass mortality event, this population may be impacted by a variety of negative factors – reduced pup survival through cave wash-outs, interactions with local fisheries, reduced availability of suitable breeding sites, etc. – that can collectively act to drive the population into decline.

Additional inspection of Figure 1 and Table 1 indicates that the effects of inbreeding appear to be quite low; moreover, if any effects are seen they are expected to show up only in the long term. Detailed analysis of the model results reveals that the mean level of inbreeding in this population is only 0.007 after 100 years. Such a low degree of inbreeding will not typically generate levels of homozygosity that are necessary to display inbreeding depression (unless the severity of inbreeding depression is extremely high). Workshop participants expressed some concern that this was not realistic, since it is likely that the Cap Blanc population has experienced one or more major contractions in size (also known as “population bottlenecks”) during the past decades and would therefore be expected to show low levels of genetic variation and some inbreeding depression. This population does in fact show a low observed natality rate, and the level of genetic variability is amongst the lowest observed in pinnipeds (Pastor *et al.* 1999). Participants also noted that the apparent lack of proper maternal care and associated low pup viability in some animals at Cap Blanc could result from inbreeding depression.

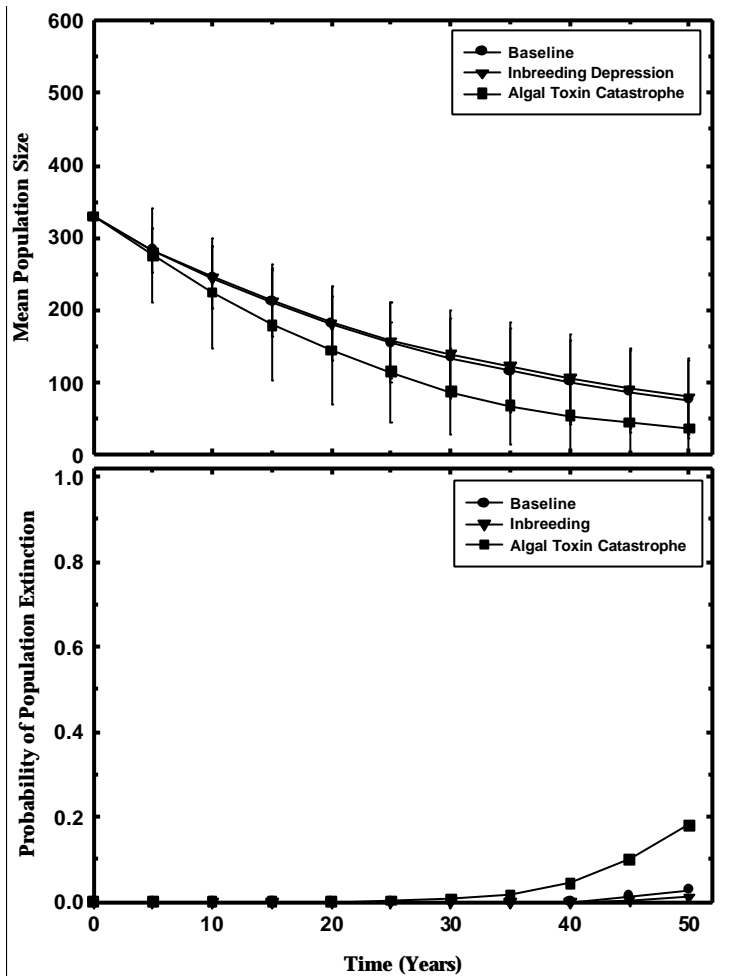


Figure 1. Fifty-year projections of mean population size (\pm SD) (top panel) and risk of population extinction (bottom panel) for a simulated Cap Blanc population of Mediterranean monk seals with best estimates of demographic parameters based on field data from 1993 – 1997. Inbreeding depression (defined here as an increase in pup mortality) severity is considered to be “typical” for a mammal (Ralls *et al.* 1988). Catastrophe (annual frequency of occurrence of 10%) results from large bloom of toxic algae that reach adult

On the other hand, it is also possible that population bottlenecks and the resulting higher levels of inbreeding would purge lethal genes through a combined process of forced inbreeding and strong selection. As a result, inbreeding depression would be expected to decrease over time as these genes are gradually removed from the population. Unfortunately, virtually nothing is known about the extent of inbreeding in Mediterranean monk seals and the severity of its consequences. While difficult to conduct in the field, additional research on inbreeding in monk seal colonies of the eastern Atlantic would be a valuable tool to assist both population research and conservation.

Finally, we wanted to investigate the impact of a catastrophe similar to the 1997 mass mortality event, likely derived from a toxic algal bloom near the Cap Blanc breeding colony. As seen in Figure 1 and Table 1, the population growth rate is reduced further from a baseline value of -0.024 to -0.050 , and the risk of population extinction increases from 1-2% to nearly 20% over the

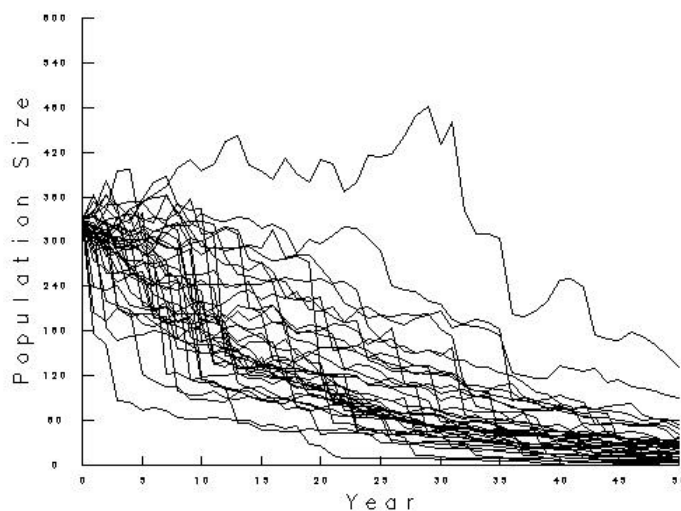


Figure 2. Selected set of the 250 iterations comprising the baseline Cap Blanc monk seal population model, with the addition of a toxic algal bloom catastrophe. Note the infrequent periods of population stability of even growth in the time intervals between catastrophic events despite a long-term

Table 1. Stochastic growth rate, probability of extinction, mean size at 50 years for those populations remaining extant at the end of the simulation, mean time to extinction, and final population heterozygosity for the base Cap Blanc population simulations discussed in this section.

Model conditions	r_s (SD)	P(E)	N_{50} (SD)	Mean T(E)	H_{50}
Baseline	-0.034 (0.055)	0.028	76 (54)	45.6	0.972
Baseline / Inbreeding depression	-0.032 (0.055)	0.012	80 (52)	47.3	0.958
Baseline / Catastrophe	-0.056 (0.114)	0.180	36 (36)	43.3	0.938

The carrying capacity used to model population trajectories was assumed to be a population ceiling, similar in value to the upper 95% confidence limit of the highest abundance estimate during the period 1993-1996. There is no available information on the natural carrying capacity of the different Atlantic populations, and for the purpose of simulation, and given the low densities of animals throughout its range, population ceilings are likely to accurately represent recent population growth upper limits. Further investigation would be adequate in a comprehensive PVA analysis.

2. Demographic Sensitivity Analysis

During the development of the baseline input dataset presented above, it quickly became apparent that a number of estimates of Mediterranean monk seal population demographics are estimated with varying levels of uncertainty. This type of measurement uncertainty, which is distinctly different from the annual variability in demographic rates due to extrinsic environmental stochasticity and other factors, impairs our ability to generate precise predictions of population dynamics with any degree of confidence. Nevertheless, an analysis of the sensitivity of our models to this measurement uncertainty can be a valuable aid in identifying priorities for detailed research and/or management projects targeting specific elements of the species' population biology and ecology.

To conduct this demographic sensitivity analysis, we identify a selected set of parameters from the baseline model whose estimate we see as considerably uncertain. We then develop biologically plausible minimum and maximum values for these parameters (see Table below).

Parameter	Estimate		
	Minimum	Baseline	Maximum
Longevity	30	40	50
% Females breeding	30	50	70
% Males breeding	25	50	75
Pup Mortality (%)	50	59	70
Adult Female Mortality (%)	5	10	15
Adult Male Mortality (%)	2	3.4	10

For each of these parameters we construct two simulations, with a given parameter set at its prescribed minimum or maximum value, with all other parameters remaining at their baseline value. With the seven parameters identified above, and recognizing that the aggregate set of baseline values constitute our single baseline model, the table above allows us to construct a total of 12 alternative models whose performance (defined, for example, in terms of average population growth rate) can be compared to that of our starting baseline model.

For all models comprising this analysis, we used an initial population size of 329 individuals, and a carrying capacity of 600.

The result of our sensitivity analysis, expressed as the mean stochastic population growth rate for each of the 13 sensitivity models, is shown graphically in Figure 3 and numerically in Table 2. It is clear from the figure that overall female breeding characteristics are a more important determinant of population dynamics than those corresponding parameters for males. In addition, while not as significantly different, our models show slightly greater sensitivity to uncertainty in juvenile mortality when compared to a similar level of uncertainty in adult mortality. Despite this small difference, it is clear that accurate and realistic models of Mediterranean monk seal population demography will depend upon accurate estimates of female breeding and survival schedules.

Figure 3. Demographic sensitivity analysis of a simulated Mediterranean monk seal population on the Cap Blanc peninsula. Stochastic population growth rate for a set of models in which the specified parameter is varied across a range of biologically plausible values. The baseline model growth rate of -0.034 is given by the central data point for each parameter. The general model of monk seal population dynamics is most sensitive to uncertainty in those parameters giving the widest range in simulated population growth rate. See accompanying text for additional details.

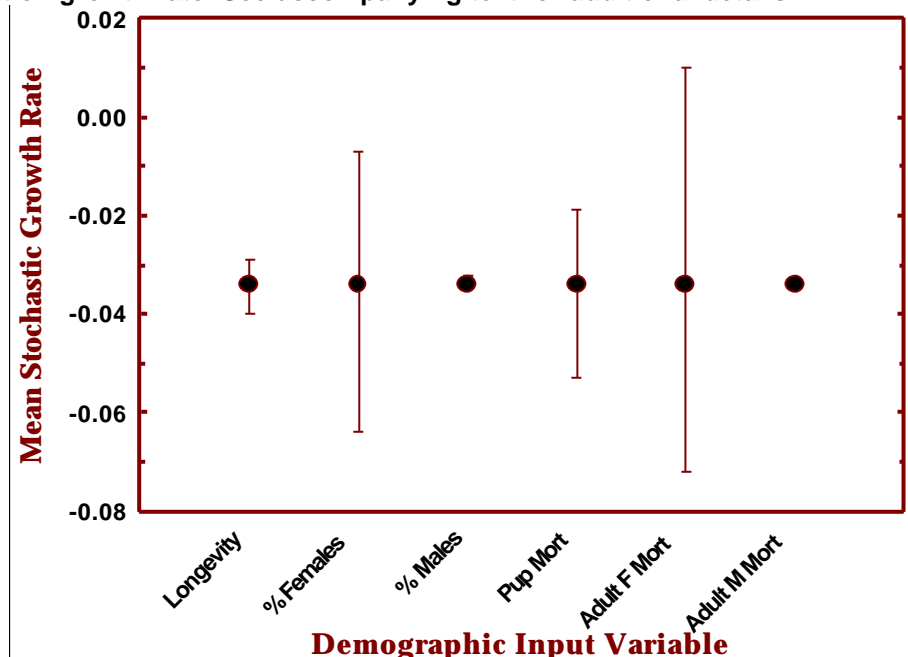


Figure 4 shows the consequences of large sensitivity of the population growth rate to comparatively small changes in adult female mortality. Given the current set of parameters used in the simulations, which represent the projected population trends from Cap Blanc before the 1997 mass mortality, only minor increases in adult female mortality are required for a positive population growth. In contrast, a large decrease in pup mortality (30%) will not be sufficient for the long term persistence of the population. While much attention has been given recently to the impact of high mortality among pups at Cap Blanc on general population dynamics, this type of analysis also points out that adult mortality, especially among females, must be carefully evaluated for its effect on overall growth dynamics of the Cap Blanc and other monk seal breeding populations.

Table 2. Stochastic growth rate, probability of extinction, mean size at 50 years for those populations remaining extant at the end of the simulation, mean time to extinction, and final population heterozygosity for sensitivity analysis based on the Cap Blanc population model discussed in this section. Boxed data indicates those parameters to which our model is most sensitive, with the baseline model showing greatest sensitivity to uncertainty in adult female mortality.

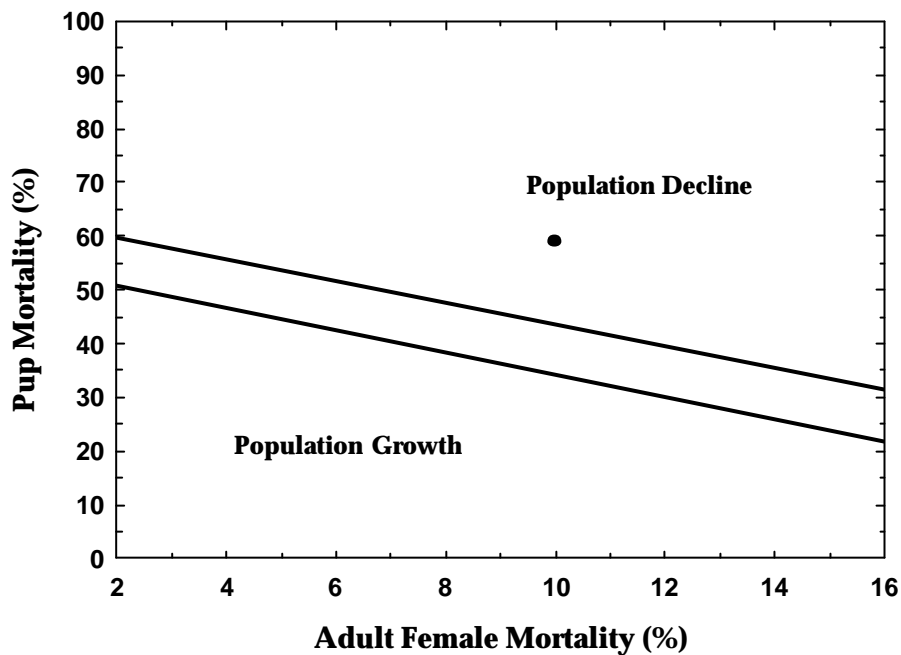
4. Cap Blanc Mortality Analysis

With the results of the sensitivity analysis in hand, our group decided to conduct a more thorough investigation of the relationship between juvenile (pup) mortality, adult mortality, and general population growth dynamics. Specifically, we wanted to identify those combinations of mortality values that would result in positive population growth ($r_s > 0.0$).

To do this, we developed a series of 25 models that spanned the plausible ranges of values for female pup and adult mortality, with the remaining values maintained at their baseline values. The results were then analyzed using regression analysis to determine the precise combinations of mortality that would yield $r_s = 0.0$. The process was repeated with the inclusion of the toxic algal bloom catastrophe so that we could examine its effect on the identification of the critical mortality values.

Model conditions	r_s (SD)	P(E)	N_{50} (SD)	Mean T(E)	H_{50}
Baseline	-0.034 (0.055)	0.028	76 (54)	45.6	0.972
Longevity = 30 years	-0.040 (0.065)	0.044	60 (41)	45.8	0.959
Longevity = 50 years	-0.029 (0.049)	0.020	92 (57)	44.4	0.979
% Females Breeding = 30%	-0.064 (0.060)	0.228	18 (11)	43.8	0.930
% Females Breeding = 70%	-0.007 (0.061)	0.000	262 (140)		0.986
% Males Breeding = 25%	-0.032 (0.055)	0.016	82 (50)	47.8	0.973
% Males Breeding = 75%	-0.031 (0.054)	0.012	83 (49)	47.3	0.974
Pup Mortality = 50%	-0.019 (0.056)	0.000	153 (95)		0.982
Pup Mortality = 70%	-0.053 (0.058)	0.088	31 (19)	46.3	0.951
Adult Female Mortality = 5%	0.010 (0.056)	0.000	481 (113)		0.992
Adult Female Mortality = 15%	-0.072 (0.059)	0.576	14 (7)	38.5	0.908
Adult Male Mortality = 2%	-0.034 (0.047)	0.040	75 (46)	44.0	0.974
Adult Male Mortality = 10%	-0.033 (0.084)	0.008	80 (57)	45.5	0.963

Figure 5. Mortality analysis for a simulated Cap Blanc population of Mediterranean monk seals. The lines indicate values of adult female and pup mortality that, in combination and together with the other baseline parameters discussed in the text, give a stochastic population growth rate of 0.0. The lower line separating regions of population growth from decline includes an algal toxin bloom catastrophe, while the upper line does not. The region between the lines indicates the minimum decrease in pup mortality required to allow population recovery between catastrophic events. The recent estimates of pup and adult female mortality in this population are indicated by the circle. See text for additional details.



The results of this analysis are shown in Figure 5. In agreement with the sensitivity analysis in Figure 3, a small increase in adult female mortality must be compensated by a relatively larger decrease in pup mortality in order to maintain a stationary population trajectory. As an example, an increase of just 1% in adult female mortality requires a 2.03% decrease in pup mortality in order to maintain a mean population growth rate of 0.0. Note that, with the inclusion of the algal bloom catastrophe, the $r = 0.0$ threshold line is depressed relative to the catastrophe-free line. We assumed that this bloom catastrophe affects adults preferentially, so the results of the catastrophe can be seen in the context of this mortality analysis as the minimum reduction in pup mortality required to maintain $r = 0.0$ in the presence of this catastrophe. To illustrate, if we assume a basic adult female mortality rate of 10.0%, the threshold pup mortality rate is 43.5% without the catastrophe but declines to 34.1% in the presence of the catastrophe. This particular simulation exercise is useful to reply to questions, similar to those asked by workshop participants, related to extent to which the survival of pups must be increased in order to compensate for recent population declines. It is also very useful to investigate these same questions in the context of adult female mortality. Further simulations can consider other combinations of parameters, in agreement with the consequences of the different conservation actions proposed.

Recommended Actions

As an action step, the group recommends the meeting of a working group of specialists as a follow up of this workshop. The working group would further investigate the implications of various potential threats to the species in the Atlantic.

Particular tasks of this group include a more detailed sensitivity analysis of the threats identified during the workshop, and a population viability analysis. The PVA should take into account each of the proposed conservation actions included in the action plan, and a new set of fine tuned demographic and genetic parameters. Most of the required data is pending from analysis, or even in contained in unpublished manuscripts. These and further materials should taken into consideration in a further PVA exercise.

The working group should also have population assessment experts (population ecologists, statisticians) to design appropriate monitoring and sampling schemes to effectively evaluate in the near future the consequences of the implementation of conservation actions.

References

- Forcada, J., P. S. Hammond, and A. Aguilar. 1999. Status of the Mediterranean monk seal *Monachus monachus* in the western Sahara and the implications of a mass mortality event. *Marine Ecology Progress Series* 188: 249-261.
- Gazo, M., J. F. Layna, F. Aparico, M. A. Cedenilla, L. M. González, and A. Aguilar. 1999. Pupping season, perinatal sex ratio and natality rates of the Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*) from the Cabo Blanco colony. *Journal of Zoology (London)* 249:393-401.
- Gazo, M, González, L.-M., Grau, E. 2000. Age at first parturition in the Mediterranean monk seal monitored long-term. *Marine Mammal Science* 16:257-260.
- Gonzalez, L.M., M. Cedenilla, P.Fernandez, J.F.Layna & F.Aparicio. 2002 (in press). Changes in the breeding variables of the Mediterranean Monk seal (*monachus monachus*) colony of Cabo Blanco after a mass-mortality episode. *Mammalia* 66:1-11
- Lacy, R.C. 2000. Structure of the *VORTEX* simulation model for population viability analysis. *Ecological Bulletins* 48:191-203.
- Miller, P.S., and R.C. Lacy. 1999. *VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 8 User's Manual*. Apple Valley, MN: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN).
- Pastor, T., Garza, J.C., Allen, P., Amos, B., and Aguilar, A. 1999. Low levels of genetic variability uncovered by microsatellites in a highly endangered species: the Mediterranean monk seal. Report of the LIFE project, available at the University of Barcelona.
- Ralls, K., J.D. Ballou, and A Templeton. 1988. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Conservation Biology* 2:185-193.