

L'ÉRADICATION DES ESPÈCES INTRODUITES, UN PRÉALABLE À LA RESTAURATION DES MILIEUX INSULAIRES. CAS DES ILES FRANÇAISES

JEAN-LOUIS CHAPUIS, GENEVIÈVE BARNAUD, FRÉDÉRIC BIORET, MARC LÉBOUVIER ET MICHEL PASCAL

Résumé en anglais p. 65

Dans l'histoire de l'écologie et de la biogéographie, l'île bénéficie du statut privilégié d'archétype au même titre que le lac ou la montagne (Drouin, 1991). En effet, certaines des particularités des systèmes insulaires lui ont valu de jouer un rôle important dans le développement de concepts et de théories. Ces mêmes caractéristiques sont à l'origine de la grande sensibilité des systèmes insulaires aux perturbations de toute sorte, et plus particulièrement aux introductions d'espèces végétales et animales qui font partie du "quatuor infernal" des causes principales de la perte de diversité à l'échelle mondiale selon Diamond (1989).

Dans ce contexte, les îles ne rempliraient-elles pas à nouveau la fonction de sites les plus appropriés pour développer des programmes et élaborer les fondements scientifiques d'une écologie de la restauration de systèmes perturbés par l'intervention de l'homme ? Après avoir brièvement résumé les points fondamentaux et pragmatiques

justifiant le choix de ce modèle, tout en indiquant au fil de l'exposé ses limites dans le cadre conceptuel de la restauration, nous présentons les projets et les programmes menés dans les systèmes insulaires français en mettant l'accent sur les opérations conduites dans les îles subantarctiques. Quelques règles communes sont extraites de ces expériences, certaines pouvant être utiles à la conservation de la nature.

SPÉCIFICITÉS DES SYSTÈMES INSULAIRES

Au regard des continents, les îles isolées et de faible superficie hébergent des communautés animales et végétales peu diversifiées, aux structures souvent incomplètes. Au cours des années soixante, MacArthur et Wilson (1963) ont proposé la théorie de l'équilibre dynamique pour expliquer la composition de peuplements aviaires dans les îles. Ce paradigme a profondément

marqué l'écologie des populations et la biogéographie tout en alimentant des débats théoriques (Williamson, 1981 ; Case et Cody, 1987) aux multiples implications dans le domaine de la conservation de la nature (Shafer, 1990 ; Blondel, 1995). As *et al.* (1992) ont ainsi attiré l'attention sur le rôle des archipels comme systèmes modèles pour fonder la conservation de la nature sur des bases scientifiques. Par exemple, comprendre le fonctionnement des communautés dans ces milieux permet notamment d'aller plus loin dans la connaissance des effets de la fragmentation vis-à-vis des extinctions puisque la plupart des hypothèses utilisées pour prédire les changements de composition des peuplements liés à ce facteur y ont été originellement développées. Dans ce cadre, les concepts et principes mobilisés sont nombreux et concernent les théories statiques et dynamiques de l'insularité, celles relatives à la richesse spécifique, à la dynamique des métapopulations, aux caractéristiques des populations insulaires (sélections *r* et *K*, fluctuation, dispersion, colonisation, persistance...).

Si chaque île est unique par son origine (continentale, océanique), son climat, sa géographie (altitude), son isolement par rapport aux sources de colonisation, sa taille et par son histoire (durée, ampleur de la fréquentation par l'homme), les systèmes insulaires pris dans leur ensemble arborent néanmoins des traits communs (Mueller-Dombois, 1992 ; Nunn, 1994). Pour notre propos, retenons principalement que les communautés végétales et animales sont :

RÉSUMÉ : L'éradication des espèces introduites, un préalable à la restauration des milieux insulaires. Cas des îles françaises.

Les îles, aux communautés peu diversifiées et aux réseaux trophiques souvent incomplets, présentent une grande sensibilité aux perturbations d'origine anthropique, et notamment aux introductions d'espèces. Les dégradations occasionnées par ces espèces, la grande valeur patrimoniale des milieux insulaires et leur intérêt scientifique expliquent le lancement de nombreux programmes de restauration, avec comme préalable l'éradication des espèces exotiques. Dans les îles françaises, ces interventions, initiées à la fin des années quatre-vingt,

portent sur les rongeurs dans les îles atlantiques et méditerranéennes, sur les bovins, le lapin et le chat en zone subantarctique.

Avant d'entreprendre de telles opérations, il est indispensable de connaître le rôle des espèces visées dans le fonctionnement des systèmes écologiques, de définir les objectifs de restauration à atteindre et d'intégrer dès le départ un suivi scientifique garant des interprétations ultérieures et confortant le statut de modèle des systèmes insulaires en écologie.

- peu diversifiées par rapport aux milieux continentaux équivalents à surface égale ;
- souvent "dysharmoniques"¹, les réseaux trophiques pouvant être très simples ;
- caractérisées par de forts taux d'endémisme² et d'extinction. Ces particularités induisent également une grande fragilité des communautés insulaires face aux perturbations et Blondel (1986), à ce propos, parle de syndrome d'insularité.

Les introductions volontaires ou accidentelles d'espèces occupent une place de choix parmi ces perturbations (Elton, 1958 ; Ebenhard, 1988 ; Lewin, 1987 ; Vitousek *et al.*, 1987) en intervenant entre autres sur la composition et la structure des peuplements et donc sur le fonctionnement de ces systèmes écologiques. Ces derniers sont en effet sensibles aux invasions du fait de l'isolement prolongé des espèces autochtones par rapport au jeu continu des forces sélectives qui opèrent sur les continents (épidémies, broutage, piétinement, prédation, feux, etc.) (Loope et Mueller-Dombois, 1989). Ils montrent en conséquence une certaine naïveté et une vulnérabilité accrue à l'extinction (Diamond et Case, 1986 ; Atkinson, 1989).

Selon les situations, une introduction peut engendrer à long terme, un simple enrichissement de la diversité spécifique du système ou provoquer un changement des "règles" ou des processus écologiques avec pour conséquences l'extinction d'espèces autochtones souvent endémiques et une augmentation du risque d'invasions ultérieures. Elle peut s'accompagner aussi de dégradations physiques, par exemple un accroissement de l'érosion ou une modification des caractéristiques pédologiques (Vitousek, 1986).

Des terrains d'exception pour la restauration

Les caractéristiques qui ont conduit les îles à jouer un rôle important dans le développement de l'écologie et la compréhension des mécanismes de l'évolution,

augurent de leur intérêt dans le domaine de la restauration (Simberloff, 1990a). D'un autre côté, la grande valeur patrimoniale des communautés insulaires (espèces et communautés rares ou endémiques, stations refuge pour des espèces menacées sur le

continent) justifie le déploiement de diverses actions de conservation de la nature destinées à restituer une certaine valeur écologique à ces écosystèmes quand ils ont été perturbés (Atkinson, 1988 ; Simberloff, 1990b ; Temple, 1990 ; Dingwall et Lucas, 1992),

UN EXEMPLE ILLUSTRE : L'ÎLE RONDE

Située dans l'océan Indien, à proximité de l'île Maurice, cette île volcanique (1,5 km²) constitue un cas d'école de restauration par l'éradication d'espèces exotiques et par la réintroduction d'espèces menacées (Merton, 1987 ; Atkinson, 1988). Elle se caractérise par la présence de neuf endémiques vraies (2 palmiers, 2 serpents, 2 lézards, 3 invertébrés) et d'un grand nombre d'endémiques des Mascareignes. Avec une espèce endémique pour 16 ha, taux probablement inégalé de par le monde, son statut de Réserve naturelle (1957) se trouve pleinement justifié de même que les actions entreprises pour limiter l'impact désastreux des espèces introduites.

En effet, ses communautés exceptionnelles (forêt de bois durs, savane) ont été dégradées par l'introduction de deux herbivores, le lapin avant 1810 et la chèvre en 1844 et 1868 (Vinson, 1964 ; Cheke, 1987). L'effectif de lapins était important dès 1844 et semble avoir fluctué par la suite pour atteindre 2 460 en 1982. Les chèvres décrites comme abondantes dès 1868 étaient estimées à une centaine en 1950, leur effectif chutant à dix en 1975 suite à des tirs de régulation poursuivis jusqu'en 1979 avec pour résultat leur élimination.

Ces premières mesures, accompagnées de prélèvement de lapins par la chasse (883 individus en 1976), avaient déjà permis la germination d'une des espèces menacées de la savane (Bullock et North, 1984). Suite à des expéditions réalisées en 1975 et 1982, "la réduction régulière ou l'élimination totale des lapins" a été proposée pour (1) restaurer les communautés végétales et animales (2), protéger les espèces rares et menacées (North et Bullock, 1986).

Un programme de recherche et de conservation a été décidé en 1984 avec l'aide de Néo-Zélandais connus pour leur compétence dans ce domaine. L'emploi d'un anticoagulant (brodifacoum) a été préconisé, complété par une phase de "nettoyage" par tirs à l'aide de chiens. En juillet-août 1986, deux tonnes d'appâts empoisonnés ont été débarqués. Environ 3 000 lapins sont rapidement morts soit, 99 % de la population. Depuis août 1986, suite aux

tirs complémentaires, pas un seul lapin n'a été revu (Merton, 1987). Aucun effet direct n'a été noté sur les oiseaux de mer mais 68 gros scinques (*Leiolopisma telfairii*) adultes ont été retrouvés morts.

La végétation a montré une reprise spectaculaire grâce à un été humide. Un suivi régulier est maintenant effectué et un plan de gestion pour la restauration complète de l'île Ronde a été élaboré (Merton *et al.*, 1989). Des plantations d'espèces de bois durs sont envisagées ainsi que le contrôle d'autres espèces végétales et animales exotiques, un arbuste de la famille des Mimosacées (*Desmanthus virgatus*) et une Légumineuse (*Desmodium incanum*), et peut-être de certaines plantes endémiques qui étouffent les semis de plantes rares, telle *Tylophora*. Le coût total de l'opération a été évalué à 18 000 £ soit 2 000 £ par espèce endémique.

Dès 1989, l'île Ronde est devenue la plus grande île des Mascareignes indemne d'espèces végétales et de mammifères introduits.

Le programme concerne maintenant la réintroduction d'espèces disparues (notamment végétales), l'étape ultime pouvant être la transformation de l'île en refuge par l'introduction d'organismes en danger originaires d'îles voisines. Ces espèces seraient soigneusement sélectionnées et proviendraient de programmes de reproduction menés en zoo ou en arboretum.

Ce type de stratégie est controversé. En Nouvelle-Zélande, archipel très touché par les introductions volontaires d'espèces (Atkinson et Cameron, 1993), de nombreux programmes d'éradication d'exotiques présentes dans les îlots périphériques ont été réalisés avec succès (Townes *et al.*, 1990). Cependant, l'utilisation de ces sites pour sauvegarder des espèces endémiques menacées par ailleurs a déclenché une réflexion de fond sur les objectifs et priorités en conservation dans le cas d'archipels fortement perturbés par les activités humaines (Townes et Williams, 1993). Les débats sont vifs entre les partisans du retour au stade le plus proche de l'original et les avocats de la création de refuges pour espèces relictives menacées.

afin de limiter la banalisation croissante et à l'échelle mondiale des faunes et flores (Coblentz, 1990).

La restauration de systèmes écologiques sous-entend, après l'identification des causes de perturbation et la définition des objectifs, la mise en œuvre d'un ensemble d'opérations touchant leurs caractéristiques physiques et biologiques. Du fait même de la très grande sensibilité des systèmes insulaires aux perturbations anthropiques, il y a tout lieu de penser que les résultats d'opérations de restauration y soient plus immédiats et facilement interprétables qu'en milieu continental. Les îles constitueraient donc, selon toute probabilité, d'excellents "laboratoires" géographiquement circonscrits pour tester concepts, méthodes et techniques de gestion en général, et de restauration en particulier. Il semble plus commode qu'en milieu continental d'y manipuler les communautés dans un cadre expérimental par soustraction, voire addition d'espèces (Pimm, 1987), afin de mieux comprendre les interactions spécifiques (Townsend et Ballantine, 1993) et le fonctionnement des systèmes écologiques, d'apprécier la variabilité, la résilience, la résistance et la persistance des communautés³ (Pimm, 1986, 1991). De plus, l'emploi des méthodes comparatives est envisageable au sein des archipels.

Ainsi, si l'existence d'un fort arsenal théorique puisant ses sources dans la connaissance des milieux insulaires justifie le choix de ces milieux pour y développer des opérations de gestion, ces opérations sont à même d'enrichir ces théories. D'ailleurs de nombreux programmes de restauration y ont été initiés, notamment en Nouvelle-Zélande (Townsend *et al.*, 1990), la plupart ayant pour objectif la protection d'espèces endémiques ou de communautés menacées directement ou indirectement par les espèces introduites.

DE LA NÉCESSITÉ D'ÉRADIQUER CERTAINES ESPÈCES INTRODUITES

Dans le cas des systèmes insulaires perturbés par l'arrivée d'organismes exotiques, l'éradication ou le contrôle est, de

l'avis de plusieurs auteurs, une étape incontournable de leur restauration (Atkinson, 1988 ; Vitousek, 1988 ; Simberloff, 1990a).

Selon Lodge (1993), les travaux menés à la fin des années soixante-dix sur les invasions biologiques ont donné lieu à plus de 10 publications de synthèses thématiques ou régionales et à des articles de fond. Outre des descriptions qualitatives, ces études ont mis en évidence des règles générales fort utiles pour évaluer les possibilités d'éradication. Ainsi, certaines caractéristiques communes aux milieux envahis (Pimm, 1989 ; Williamson, 1989) mais aussi aux espèces qui réussissent à s'implanter (Brown, 1989) ont été précisées, même si c'est au prix de généralisations hâtives compte tenu du peu de données (Townsend, 1991). Globalement, Mooney et Drake (1989) retiennent que le succès ou l'échec d'une invasion est fonction de la complexité de la communauté cible et, pour les animaux, de la spécialisation trophique de l'espèce envahissante. Lodge (1993) insiste sur le rôle des contingences historiques et du hasard comme facteurs modulant la capacité d'envahissement d'une communauté. Ehrlich (1989) décrit les vertébrés les plus aptes à réussir une invasion comme abondants dans leur aire d'origine, mobiles, grégaires, de plus grande taille que les espèces proches, ubiquistes et anthropophiles. Ils se caractériseraient également par une vaste aire de répartition, un régime alimentaire éclectique, un cycle de reproduction court, une grande variabilité génétique, une capacité à changer de stratégie (poissons) et à coloniser un milieu à partir d'une seule femelle. Les espèces possédant une ou plusieurs de ces caractéristiques seraient donc logiquement plus difficiles à éradiquer.

Pour Usher (1989), la décision de lancer un programme de contrôle d'une espèce allochtone implique de prendre en compte trois facteurs : l'étendue de la zone concernée, la capacité de dispersion et le stade d'implantation de l'espèce envahissante. De plus, les meilleurs exemples d'éradication réussie associent un milieu défini (île) et des organismes à stratégie K (vertébrés). Cet auteur a schématisé les probabilités

1. Dès 1948, Zimmerman (*in* Simberloff, 1984) à propos de l'entomofaune hawaïenne a utilisé le terme de dysharmonie pour qualifier l'absence de certaines familles de fourmis. Rapidement, son emploi s'est généralisé aux communautés insulaires pour souligner le manque de représentants de groupes entiers (mammifères) ou de familles avec pour conséquence majeure, une structure tronquée des réseaux trophiques.

2. Une espèce endémique est confinée à une aire biogéographique donnée (site, pays, continent). Elle s'est différenciée au cours de son évolution suite à la séparation d'une de ses populations de l'aire de répartition principale et/ou par radiation adaptative, notamment dans le cas des îles où l'isolement permet l'expression de micro-évolutions à l'origine de nouvelles espèces.

3. Schématiquement face à une perturbation, la résilience est l'aptitude d'un système écologique (population, communauté, écosystème, paysage) à retourner à un état initial, la résistance, sa capacité à ne pas changer, et la persistance, ses possibilités de retarder le changement.

de succès d'une opération de contrôle d'une espèce envahissante en combinant son taux de dispersion et le degré d'isolement du site (figure 1). En effet, les chances d'éradication sont supérieures dans les milieux les plus isolés et en présence d'espèces à capacité de dispersion moindre. Toutefois, il est souvent impossible, pour des raisons matérielles, d'éliminer les espèces introduites des îles de moyenne ou grande taille. En l'état actuel des connaissances, on se trouve contraint à contrôler leurs populations à un seuil « acceptable » vis-à-vis de l'objectif fixé.

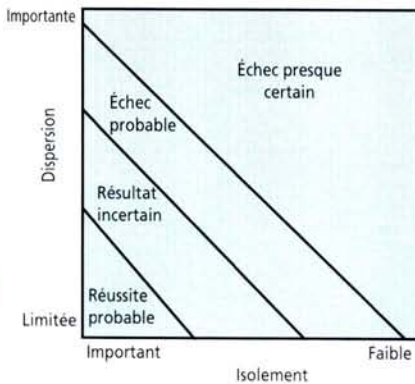


Figure 1 - Probabilités d'éradication d'une espèce en fonction de ses capacités de dispersion et de l'isolement du milieu (d'après Usher, 1989).

Avant d'entreprendre de tels programmes, il convient de prendre toutes les précautions imaginables afin que l'opération n'engendre pas plus de dommages que de bénéfices. Il est en effet parfois préférable de ne pas intervenir et de maintenir le nouvel équilibre en place. Un changement de trajectoire du système écologique concerné (au sens de Bradshaw, 1984), préjudiciable à l'ensemble du biota, peut résulter de la nouvelle perturbation que représente une éradication. Cette attitude prudente se justifie en particulier quand l'organisme introduit :

- remplit des fonctions écologiques importantes qui ne sont plus assurées par des espèces indigènes disparues (pollinisation,...) ;
- constitue la proie majeure d'une autre espèce introduite qui en son absence pourrait se tourner vers des indigènes ;

- limite les populations d'autres espèces introduites dont le développement pourrait avoir des effets indésirables sur les communautés dans leur ensemble (prédation, compétition) ;

- permet, par son impact, le maintien de communautés spécifiques (critère patrimonial).

En toutes circonstances, il est donc indispensable de bien connaître les relations interspécifiques à l'intérieur des communautés et d'identifier les espèces clés responsables des modifications les plus importantes. Il est également nécessaire de préciser les objectifs à atteindre, même si la plupart du temps, il est difficile de connaître la situation d'origine et surtout d'évaluer les conséquences du projet vis-à-vis de l'ensemble du système écologique. Dans ce contexte, des archipels offrent une situation unique par la possibilité :

- de connaître l'état de référence dans le cas où y subsistent des îles indemnes ;
- d'effectuer des comparaisons et répliques en situation quasi expérimentale.

En résumé, si les introductions fournissent des opportunités uniques de tester des théories écologiques ayant trait à l'organisation, la complexité et la stabilité des communautés (Pimm et Gilpin, 1989), les éradications ou les contrôles de populations peuvent être également considérés comme des manipulations expérimentales grandeur nature. Ceci est particulièrement vrai pour les îles océaniques où l'élimination des mammifères a pour conséquence de modifier à nouveau la structure trophique du système.

Parfois, l'élimination des espèces introduites, ce qui revient alors à supprimer la source de la perturbation observée, suffit à la restauration du système qui peut alors retourner à un stade proche de celui observé avant perturbation. Souvent, il est nécessaire d'intervenir sur d'autres paramètres biologiques et physiques, par exemple les communautés lorsqu'une espèce disparue doit être réintroduite, ou le sol si l'érosion et des changements physico-chimiques importants sont intervenus.

LES OPÉRATIONS FRANÇAISES RÉALISÉES OU PROJÉTÉES

Les îles et îlots sous juridiction française présentent une grande variété de situations, tout d'abord en rapport avec la variété de leur localisation géographique. En effet, ces îles se situent depuis la zone polaire antarctique (îlots de la station Dumont d'Urville en Terre Adélie), jusqu'aux régions tempérées de l'hémisphère nord où elles peuvent être soumises au climat océanique froid (Saint-Pierre et Miquelon), océanique tempéré le long des côtes françaises de la Manche et de l'Atlantique, ou méditerranéen. Le long de ce large gradient de latitude, certaines îles ou archipels se situent dans la zone équatoriale, le long de la côte guyanaise, d'autres dans la zone tropicale (Réunion, Comores, Guadeloupe, Martinique, Polynésie, Nouvelle-Calédonie) pour ne citer que les plus importants par leur superficie, d'autres enfin, dans la zone subantarctique au sens large (Kerguelen, Crozet, Saint-Paul et Amsterdam). Cette grande variété engendre à l'évidence une forte diversité dans la composition et l'organisation des communautés animales et végétales hébergées.

À de rares exceptions près, toutes ces îles et îlots ont fait l'objet d'introductions d'espèces animales et végétales. Ces introductions peuvent remonter à un passé lointain ou proche⁴, à une époque récente, voire très récente, comme les introductions volontaires et non contrôlées du hérisson sur l'île d'Ouessant en 1991 (Pascal *et al.*, 1994) et de l'achatine sur l'île de la Guadeloupe dans le courant des cinq dernières années.

Par ailleurs, l'histoire de ces introductions est diversement documentée. Si nous connaissons de façon précise la date et les modalités de l'introduction récente du mouflon, du renne, du chat, voire du lapin aux îles Kerguelen (Derenne, 1976 ; Pascal, 1983 ; Boussès, 1991 ; Chapuis *et al.*, 1994a), nous ignorons tout des circonstances qui ont présidé à l'installation, pourtant survenue à la période moderne, du sur-

mulot dans les îles de la Mer d'Iroise (Pascal *et al.*, 1994).

Nous disposons donc d'informations correctes uniquement au sujet des introductions récentes remontant tout au plus au milieu du siècle passé. Dans un même ordre d'idée, les conséquences de ces introductions sur la composition et le fonctionnement des communautés indigènes ne peuvent être pleinement et finement appréciées qu'à la condition de disposer de bonnes descriptions de leur état antérieur à la perturbation. À nouveau, la capacité de la mémoire collective humaine montre ses limites. Enfin, les îles et îlots fréquentés régulièrement et de longue date ont vu leurs communautés végétales et animales modifiées à des époques reculées soit par la disparition de taxons endémiques dont nous avons perdu la trace, soit par l'acclimatation d'espèces en provenance des continents proches dont nous ignorons le statut d'espèce introduite. Or, ces dernières, confrontées sur leur site d'origine à une compétition plus forte et diversifiée que celle rencontrée sur l'île d'accueil, seraient susceptibles d'avoir conservé une résistance forte vis-à-vis de l'impact d'introductions récentes. Sans doute faut-il voir dans ces passés différents l'explication d'une variation apparente de résistance aux introductions entre les communautés actuelles des îles proches des continents et celles d'îles éloignées. Le niveau de connaissance de l'histoire des peuplements conditionnera donc, selon toute probabilité, la pertinence des conclusions des travaux menés sur le comportement des communautés insulaires face aux introductions d'espèces exogènes et, à plus forte raison, leur éventuelle généralisation.

Les conséquences des introductions de végétaux sur la composition et le fonctionnement des communautés indigènes sont généralement perçues comme moins préjudiciables que les introductions d'espèces animales. Si des communautés végétales littorales spécialisées observées sur quelques îlots corses (Lavezzi) semblent menacées par la prolifération de *Carpobrotus acinaciformis* et *C. edulis* (Gamisans et Paradis, 1982), aucune des espèces végétales connues

pour avoir été introduites sur les îles bretonnes dans le dernier demi millénaire n'a actuellement mis en péril la pérennité d'espèces présentes (Bioret, 1989). Au contraire, certains taxons exotiques, comme *Fascicularia pitcairniifolia*, originaire du Chili, fait l'objet de toute la sollicitude des botanistes dans la mesure où cette Broméliacée présente sur Batz, Ouessant, Molène et Belle Île est la seule acclimatée en Europe (Bioret *et al.*, 1989).

En revanche, plusieurs espèces animales sont réputées avoir provoqué des perturbations majeures de la composition et du fonctionnement des communautés végétales et animales insulaires françaises. C'est probablement la raison pour laquelle les tentatives d'éradication ou de régulation dans les îles et îlots sous juridiction française touchent essentiellement des animaux, seules des espèces commensales ou domestiquées étant concernées : le rat noir (*Rattus rattus*), le surmulot (*R. norvegicus*), le lapin (*Oryctolagus cuniculus*), le chat (*Felis catus*), la vache (*Bos taurus*) et la chèvre (*Capra hircus*).

L'examen du tableau 1 récapitulant les programmes les plus documentés révèle en outre, qu'aux opérations antérieures tentées sur des îles de grande surface et sanctionnées par des échecs, se substituent actuellement des opérations plus modestes, portant essentiellement sur des îlots. Il ne faut pas chercher dans cette nouvelle tendance le simple souci d'éviter de nouveaux échecs. En effet, le but poursuivi par les promoteurs des opérations récentes dépasse un simple objectif de gestion locale de la faune ou de la flore et s'oriente vers la recherche des mécanismes sous-tendant le fonctionnement des écosystèmes insulaires. Cette option impose une connaissance fine et un suivi diachronique de l'évolution des milieux. Dans l'état actuel des techniques et méthodes, on ne peut raisonnablement espérer collecter de façon pertinente ces informations sur de trop vastes surfaces. Par ailleurs, les connaissances acquises à l'occasion de ces modestes opérations serviront à

4. À titre d'exemple, citons l'histoire reconstituée par Vigne (1994) de la profonde modification apportée par l'homme au peuplement mammalien corse entre - 10 000 et les temps modernes, caractérisée par l'extinction de toutes les espèces indigènes et la création de toutes pièces du peuplement actuel.

Iles	Fréquentation humaine	Habitée (mois/an)	Surface (ha)	D1 (km)	D2 (km)	Espèces(s) visée(s)	Objectifs	Date de l'opération	Éradication	Ré-invasion	Suivi (an)	Techniques
ATLANTIQUES												
• IROISE	> 12 000 BP											
Ouessant	(d'après Robic, 1993)	12	1558	18,3		témoin		VI/1992-94			3	piège
Béniguet		3	63,6	3,9	3,5	témoin		VI/1993/94			3	piège
Quémènes		4	25,6	7,7	1,5	témoin		VI/1994			3	piège
Ledenez		0	4,1	8,1	0,3	témoin		VI/1994			3	piège
Quéménez												
Littiri		1	2,1	7,0	0,3	témoin		VI/1994			3	piège
Morgoal		0	0,2	6,8	0,3	témoin		VI/1994			3	piège
Trielen		0	14,5	10,6	1,5	<i>R. norvegicus</i>	avifaune	VI/1994-X/95			3	piège/poison
Enezar C'Chrisienn		0	0,6	11,1	0,4	<i>R. norvegicus</i>	avifaune	VI/1994			3	piège/poison
Banneg		0	9,4	15,9	1,9	témoin		VI/1994			3	piège
Molène		12	45,3	11,9	1,9	<i>R. norvegicus</i>	santé publique	1996 (?)			3	piège/poison
Ledenez Molène		0	12,1	11,2	0,3	<i>R. norvegicus</i>	santé publique	1996 (?)			3	piège/poison
Balaneg		0	13,5	13,8	1,9	témoin		1995			3	piège
• CANCALE	> 1 000 BP											
Rimains		12	1,5	0,6	0,3	<i>R. norvegicus</i>	avifaune	VI/94	oui	oui		piège/poison
Chatellier		0	1,0	0,3	0,3	<i>R. norvegicus</i>	avifaune	VI/94	oui	oui		piège/poison
Rocher de Cancale		0	0,2	0,4	0,02	<i>R. norvegicus</i>	avifaune	VI/94	oui	oui		piège/poison
• SEPT-ÎLES	> 5 200 BP											
Malban	(d'après Salembier, 1994)	0	1,2	6,0	1,1	<i>R. norvegicus</i>	avifaune	VIII/93	oui*	non	3	piège/poison
Bono		0	21,3	4,9	0,3	<i>R. norvegicus</i>	avifaune	X/94			3	piège/poison
Îles aux Moines		12	9,4	4,3	0,3	<i>R. norvegicus</i>	avifaune	X/94				piège/poison
Île Plate		0	5,0	4,9	0,4	<i>R. norvegicus</i>	avifaune	X/94			3	piège/poison
Rouzic		0	3,3	7,4	1,9	témoin		1995			3	piège
Îles aux Rats		0	0,2	4,6	0,2	<i>R. norvegicus</i>	avifaune	X/94			3	piège/poison
MÉDITERRANÉENNES												
Île Lavezzi		2	66,0	3,5	1,7	<i>Capra hircus</i> et <i>R. rattus</i>	végétation et avifaune	1993/94 depuis 1988	oui	non	1 ⇒ 1988	tir
Île du Toro	> 8 000 BP	0	0,9	8,0	3,9	<i>R. rattus</i>	avifaune	1990/91	oui	oui		piège/poison
Le Frioul		0	203	2,0	0,2	<i>R. rattus</i>	avifaune	en projet				poison
Riou		0	100	3,1	0,7	<i>R. rattus</i> et <i>O. cuniculus</i>	avifaune et végétation	en projet				
SUBANTARCTIQUES												
• ÎLES KERGUELEN	depuis le XIX ^e											
Grande Terre		12	650 000		4 000	<i>O. cuniculus</i> et <i>Felis catus</i>	végétation et avifaune	1956 1960/71-77	non non			virus
Île Verte		0	150	2,0	5,0	<i>O. cuniculus</i>	végétation	1992	oui	non	5	tir
Île Guillou		0	140	0,002	0,002	<i>O. cuniculus</i> et <i>Felis catus</i>	végétation et avifaune	en cours (94)	?		5	poison
• AMSTERDAM & ST PAUL	depuis le XVIII ^e											
Île Amsterdam		12	5 500		80	<i>Bos taurus</i>	flore et faune	1988-93	régulation		⇒ 1988	tir
Île Saint-Paul		0	800		80	<i>R. rattus</i> et <i>O. cuniculus</i>	avifaune et végétation	en projet (1996)				poison

Tableau 1 - Bilan des opérations d'éradication réalisées ou projetées dans des îles et îlots sous juridiction française (situation en septembre 1994).

Légende : D1 : distance en km de l'île au plus proche continent ou à la grande terre ; D2 : distance en km de l'île à la plus proche terre émergée insulaire végétalisée de surface comparable à la sienne. Témoin : île dont les peuplements sont étudiés simultanément à l'éradication opérée sur des îles voisines ; (*) effondrement spontané de la population de *R. norvegicus*.

réaliser avec succès des éradications sur de plus vastes surfaces.

Pour l'archipel de la Mer d'Iroise, il peut paraître étrange de voir figurer, au regard de quatre îles qui feront l'objet d'opérations d'éradication, une longue liste d'îles "témoins". À l'exception d'Ouessant et de Molène, toutes ces îles et îlots sont actuellement indemnes d'infestation par le sur-

mulot. Cependant, pour certaines d'entre elles, des indices indirects, fondés sur l'analyse de la composition de la faune d'ectoparasites de leurs mammifères, semblent bien indiquer une présence antérieure du rongeur, sans que l'on puisse déterminer les causes de son actuelle absence. L'hypothèse de l'existence d'une colonisation et d'une extinction spontanées, un des mécanismes avancés

par Vigne *et al.* (1994) pour expliquer les rapides modifications ostéologiques observées sur le matériel fossile de rat noir de l'île Lavezzi, ne peut être exclue. D'après plusieurs observations récentes, un tel phénomène serait très probable. Outre l'intérêt présenté par le suivi d'une installation spontanée du rongeur, il importe, pour s'assurer du succès de l'opération d'éradication, que les

îlots très proches des îles traitées, réservoirs potentiels de colonisation, demeurent indemnes de surmulots. Cette mesure de précaution se justifie d'autant plus que l'important marnage observé en Mer d'Iroise est à l'origine d'un vaste estran réduisant singulièrement et régulièrement les distances inter-îles. Un autre cas de figure se présente dans l'île Lavezzi (Réserve Naturelle des îles Lavezzi, Corse du sud). Ici, l'objectif n'est pas d'éradiquer le rat noir, mais de contrôler chaque année ses populations à des périodes clés du cycle de reproduction du puffin cendré (*Calonectris diomedea*) (Daycard et Thibault, 1990 ; Thibault et Daycard, 1992).

Enfin, le tableau 1 montre que la grande diversité des milieux insulaires français reste loin d'être explorée, les îles des milieux équatoriaux et tropicaux en particulier n'y étant pas représentées. Leur prise en compte, dans une simple perspective de comparaison, serait riche d'enseignements. Il ne faut probablement pas y voir une marque de désintérêt, mais plutôt un moindre état d'avancement des connaissances et des projets s'y rapportant.

Compte tenu de leur stade d'avancement, les programmes menés dans les îles subantarctiques ont été choisis pour exposer brièvement les objectifs, méthodes et premiers résultats de travaux de restauration.

LES ILES SUBANTARCTIQUES

Dans l'Océan Indien entre les 37° et 50° degrés de latitude sud, les îles subantarctiques françaises (archipel Kerguelen, archipel Crozet, îles Amsterdam et Saint-Paul) présentent les caractéristiques d'îles océaniques. Leur origine volcanique, leur isolement et les conditions climatiques expliquent la présence de communautés végétales et animales peu diversifiées et marquées, avant l'arrivée de l'homme, par l'absence de mammifères terrestres (Holdgate, 1967).

Ces îles, découvertes au XVI^e et au XVIII^e siècles, ont été fréquentées par les phoquiens et baleiniers jusqu'au début du XX^e. À partir des années cinquante et soixante,

l'installation de bases scientifiques a permis d'assurer une permanence humaine. Comme territoires d'outre-mer, elles sont gérées par un Administrateur Supérieur, les principales activités étant d'ordre scientifique.

Cette présence humaine a été accompagnée de l'introduction volontaire ou accidentelle d'un grand nombre d'espèces végétales et animales. Actuellement, 7 espèces de mammifères sont implantées dans l'archipel de Kerguelen (1 à 5 espèces selon les îles), trois espèces dans l'archipel Crozet (1 à 3 par île), quatre espèces sur l'île Amsterdam et trois sur l'île Saint-Paul (figure 2).

Ces introductions ont eu pour conséquences de transformer les communautés végétales et animales et de modifier le fonctionnement des systèmes écologiques (Chapuis *et al.*, 1994a). Pour limiter l'impact de ces espèces sur le milieu, dans une perspective internationale de conservation à long terme de la valeur patrimoniale des archipels et îles subantarctiques, deux programmes de restauration par éradication de mammifères sont en cours⁵. Le premier a débuté en 1987 sur l'île Amsterdam par l'élimination d'une partie du troupeau de bovins (Decante *et al.*, 1987) et le second, en 1992, par l'éradication du lapin et du chat de deux îles de l'archipel de Kerguelen (Chapuis, 1995).

L'île Amsterdam

L'île Amsterdam (77°31'E, 37°50'S), d'une superficie de 55 km² et localisée à plus de 3000 km de tout continent compte, avec Saint-Paul située 80 km plus au sud, parmi les îles les plus isolées au monde. Elle culmine à 881 m et présente grossièrement une forme conique. Cette île est considérée selon les auteurs comme appartenant à une province biogéographique subantarctique (Stonehouse, 1982) ou subtropicale (Smith, 1984). Le climat y est de type océanique tempéré⁶.

Le fort gradient de température et de pluviométrie, l'impact des activités humaines très sensible à basse altitude, permettent de comprendre le contraste observé actuelle-

5. Un troisième programme est en projet (1996). Il concerne la restauration de l'île Saint-Paul (800 ha) par éradication du rat noir et du lapin (P. Jouventin et T. Micol, communication personnelle).

6. Selon les données recueillies par la station de la météorologie nationale située à 27 m d'altitude, les températures moyennes sont de 11,2 °C pour le mois le plus froid (août) et 17,0 °C pour le mois le plus chaud (février) ; les précipitations annuelles sont de l'ordre de 1 100 mm avec en été une période sèche pouvant être marquée sur la côte.

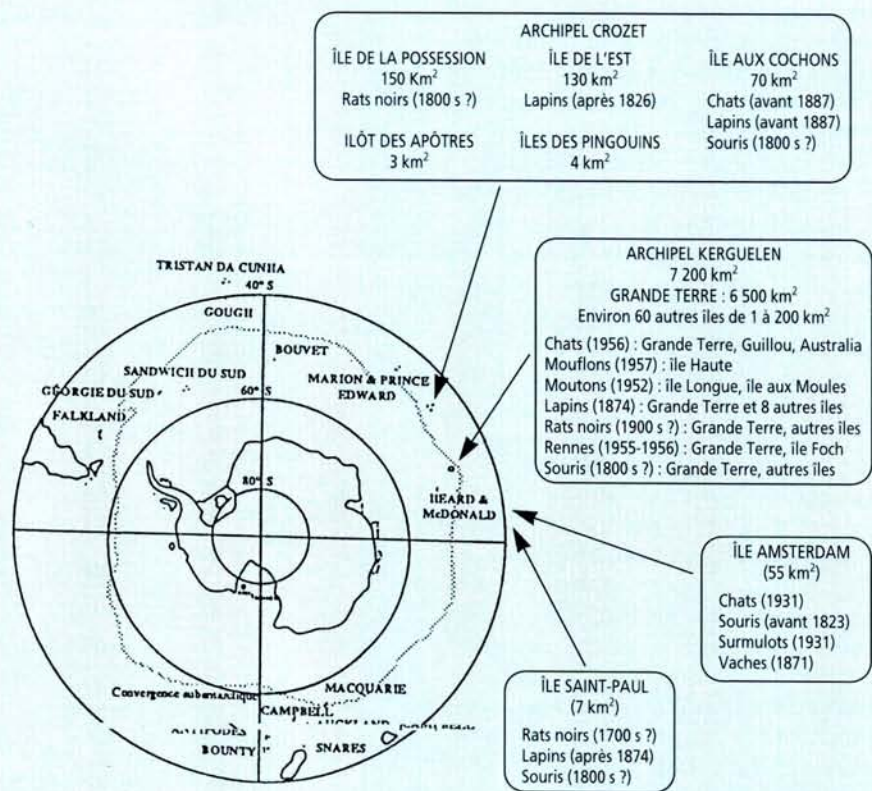


Figure 2 - Distribution des mammifères introduits dans les îles subantarctiques françaises et date d'introduction des individus fondateurs (d'après Chapuis et al., 1994a).

ment dans le zonage des systèmes écologiques entre la côte et les zones d'altitude dont le caractère subantarctique est nettement plus affirmé (Decante et al., 1987 ; Tréhen et al., 1990 ; Frenot et Valleix, 1990).

Origine et impact des espèces introduites

Découverte en 1522 par Del Cano, Amsterdam aurait été visitée pour la première fois en 1696. La fréquentation humaine par les navigateurs en route vers l'Inde ou la Chine, par les phoquiens, puis par les résidents de la base scientifique permanente établie en 1950, et la clémence des conditions climatiques, ont favorisé l'installation, accidentelle ou volontaire, de nombreuses espèces végétales (Jolinon, 1987),

d'invertébrés (Lebouvier, non publié) et de mammifères (Jouventin, 1989). Ces introductions et les cinq incendies importants d'origine accidentelle dénombrés entre 1792 et 1974 ont contribué à une dégradation profonde de la situation écologique de l'île, surtout dans les zones de basse altitude.

Chiens, cochons, chèvres ont aujourd'hui disparu ou ont été éliminés, mais la souris (*Mus musculus*), le surmulot, le chat et des bovins sont encore présents. Ces bovins ont été abandonnés en 1871 après l'échec d'une tentative d'élevage. Le développement important du troupeau, estimé à 2 000 têtes en 1988, a été un élément déterminant de dégradation des systèmes écologiques entre la côte et 400-500 m d'altitude environ, amplifiant les effets des incendies (destruction de la végé-

tation d'origine, érosion des sols) et favorisant le développement des espèces introduites au détriment des espèces autochtones.

Au début des années quatre-vingt, la nécessité d'intervenir s'est imposée face à l'augmentation de la fréquentation par les bovins des zones d'altitude, très fragiles et abritant essentiellement des espèces originelles avec un taux d'endémisme élevé. Une menace précise concernait la destruction par piétinement des sites de nidification de l'albatros d'Amsterdam (*Diomedea amsterdamensis*), forme endémique au faible effectif, une dizaine de couples reproducteurs étant observée chaque année (Jouventin et Roux 1983a ; Roux et al., 1983).

Restauration d'une partie de l'île

Suite au bilan de la situation écologique de l'île réalisé par Jouventin et Roux (1983b), des mesures de protection ont été envisagées (Decante et al., 1987). En 1987, une clôture de 4 km a été mise en place, partageant l'île en deux secteurs (figure 3). Au sud, tous les bovins (1059) ont été éliminés par tir en mars 1988 et 1989 (Bertheau et Micol, 1992). Au nord de la clôture, des tirs réguliers sont effectués pour stabiliser l'effectif du troupeau⁷. En 1992, l'installation d'une seconde clôture s'est accompagnée d'une nouvelle campagne de tir de façon à exclure totalement les bovins au-dessus de 400 m. Désormais, le troupeau de 500 têtes environ se trouve cantonné dans la partie nord de l'île, sur 1 200 ha (Micol et Jouventin, 1995).

La carte des sols réalisée en 1988 (Frenot et Valleix, 1990) permet de préciser le niveau de dégradation des systèmes écologiques et apporte des éléments sur les possibilités de restauration des communautés végétales d'origine. Elle souligne le caractère irréversible des modifications pédologiques observées sur les zones les plus érodées et précise la nature et la distribution de sols sur lesquels se maintiennent les peuplements reliques de *Phyllica nitida*, seul arbuste des îles subantarctiques françaises.

La ceinture continue de *Phyllica* jusqu'à 300 m d'altitude, déjà très réduite en

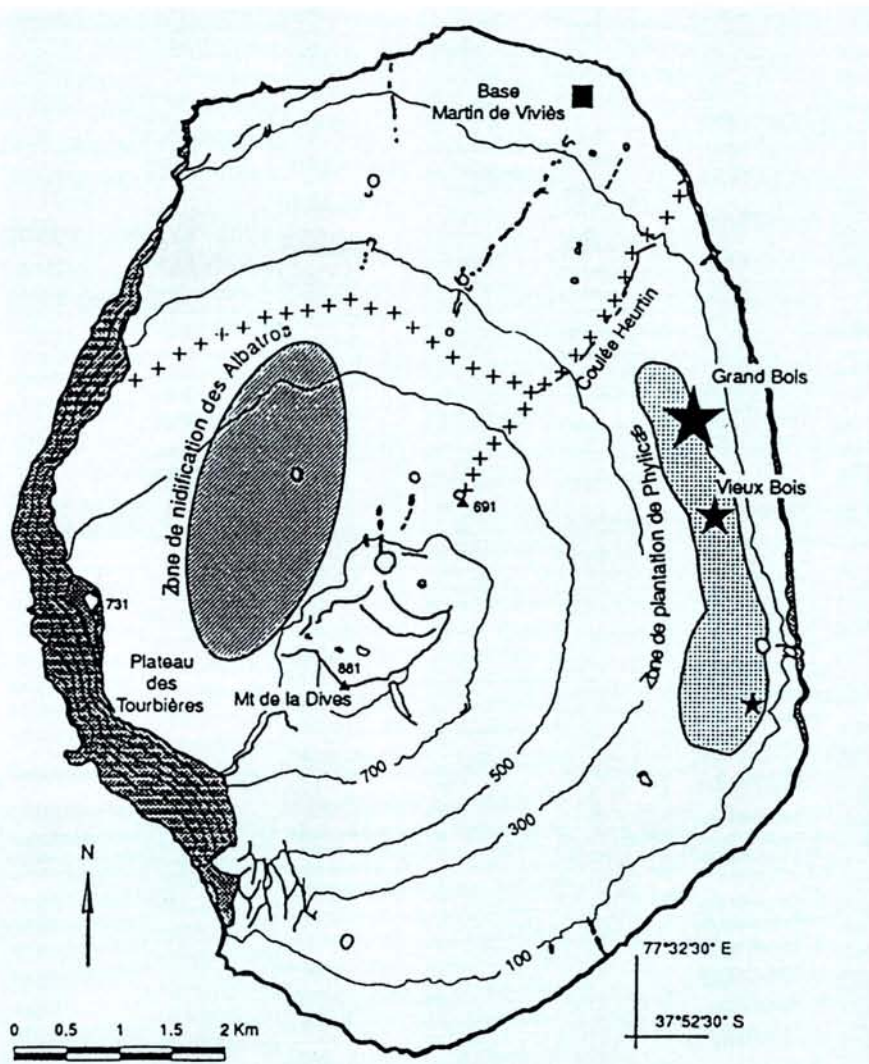


Figure 3 - Île Amsterdam : zones de nidification de l'albatros d'Amsterdam et de plantation de *Phyllica nitida*. Les principaux bosquets relictuels de *Phyllica* sont figurés par une étoile. Les clôtures dressées en 1987 le long de la coulée Heurtin et en 1992, au nord (cote 400 m), sont représentées par des croix.

1874 (Vélain, 1893) à cause des incendies et des prélèvements de bois par les marins, a subi également l'impact des bovins. En 1988, seuls quelques bosquets et un peuplement principal (Grand Bois) subsistaient. Ce dernier, comptant 4 à 5000 individus, correspond à un espace de 6 ha peu touché par l'incendie de 1974 et protégé depuis le milieu des années soixante-dix par une clôture. Un programme de réimplantation de cet arbuste est en cours. Entre 1988 et 1994, plus de 8 000 jeunes plants issus de semis

réalisés en serre sur la base ont été mis en place en une dizaine de bosquets⁸.

Depuis 1988, l'évolution de la végétation et des peuplements d'invertébrés terrestres est suivie sur des sites de référence répartis sur plusieurs types de sols de part et d'autre de la clôture. Sur sol très érodé, les processus sont lents. *Leontodon taraxacoides*, composée à port en rosette, résistant au piétinement, est largement dominante en présence de bovins.

7. La solution d'une éradication des bovins sur l'ensemble de l'île n'a pas été retenue afin de sauvegarder le patrimoine constitué par ce troupeau issu de cinq fondateurs et ayant évolué naturellement pendant plus d'un siècle. Signalons aussi certains avantages liés au maintien d'un troupeau : alimentation en viande fraîche du personnel de la base, limitation des risques d'un incendie accidentel autour de la base.

8. Programme sous la responsabilité de J.-P. Boivin, Service des Cultures, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.

Six années après leur élimination, elle est encore très présente en zone non pâturée où se développent les graminées introduites (*Holcus lanatus*, *Vulpia bromoides*). Sur sol plus épais, les modifications de biomasse et de stratification sont plus nettes. Actuellement, des changements de la composition des communautés sont observés et localement certaines espèces autochtones (*Poa novaruae*, *Spartina arundinacea*,...) commencent à se réimplanter.

Les invertébrés sont affectés par cette évolution du couvert végétal, avec une augmentation générale des abondances. On peut citer comme exemple les pics estivaux de capture d'Aphidiens et de Thysanoptères accompagnant le développement des graminées en zone non pâturée.

Outre les aspects présentés brièvement ci-dessus, diverses mesures illustrant une volonté de protéger l'environnement sont appliquées, par exemple, le contrôle strict des espèces végétales utilisées en horticulture, l'élimination de plusieurs essences arborescentes introduites dans les années soixante-dix, ou la réglementation des accès à certains périmètres sensibles.

L'archipel de Kerguelen

L'archipel de Kerguelen (7 200 km²), situé à plus de 4 000 km des côtes africaines et australiennes, est constitué d'une île principale, la Grande Terre (6 500 km²), et d'une centaine d'îles de petite taille. Découvert par le Chevalier de Kerguelen de Trémarec en 1772, ces îles ont été régulièrement fréquentées par les phoquières et baleiniers au cours du XIX^e siècle et, depuis 1949, date de l'installation de la base de Port-aux-Français, la présence de l'homme est permanente.

Toutes les îles ne sont pas soumises aux déprédations des sept espèces de mammifères introduits. Sur la Grande Terre, cinq espèces sont présentes : le lapin, le chat, le renne (*Rangifer tarandus*), la souris domestique et localement le rat noir. La plupart des autres îles (1 à 40 km²) abritent seulement une espèce, lapin, mouflon (*Ovis musimon*) ou souris, voire deux (mouton-

souris, chat-rat) et exceptionnellement trois espèces (lapin-chat-souris, mouton-rat-souris). Quelques îles (1 à 200 km²) et îlots, indemnes de vertébrés introduits, correspondent à des zones refuge pour la faune et la flore subantarctiques.

Origine des espèces introduites, impact et tentative de contrôle

Parmi ces espèces, un herbivore et un carnivore, le lapin et le chat, interviennent de façon prépondérante sur les communautés végétales et animales autochtones.

Le lapin⁹, introduit en 1874 dans l'archipel, occupe actuellement l'ensemble de la Grande Terre mises à part les zones prises par les glaciers et celles dépourvues de végétation (figure 4). Il a également été implanté sur au moins huit autres îles de l'archipel (1,4 à 40 km²) dont six sont situées dans le Golfe du Morbihan (Boussès, 1991).

Cet herbivore joue actuellement un rôle clé dans le fonctionnement des sys-

tèmes écologiques. Son impact le plus important concerne les modifications des communautés végétales par l'élimination du chou de Kerguelen (*Pringlea antiscorbutica*) et de l'azorelle (*Azorella selago*) remplacés par *Aceana magellanica* qui recouvre actuellement l'ensemble des zones mésophiles sous la forme de groupements pratiquement monospécifiques (Chapuis et Boussès, 1989). Indirectement, il intervient sur les communautés animales, notamment sur le peuplement de pétrels à nidification hypogée en détruisant les sites de reproduction de certaines espèces (Weimerskirch et al., 1989) et surtout en favorisant le développement de la population de chats. En effet, au cours de l'hiver, le lapin constitue la principale proie des chats qui, au printemps et en été, se nourrissent de pétrels et de lapereaux (Derenne, 1976 ; Pascal, 1980).

Pour limiter les populations de lapins, le virus de la myxomatose a été intro-

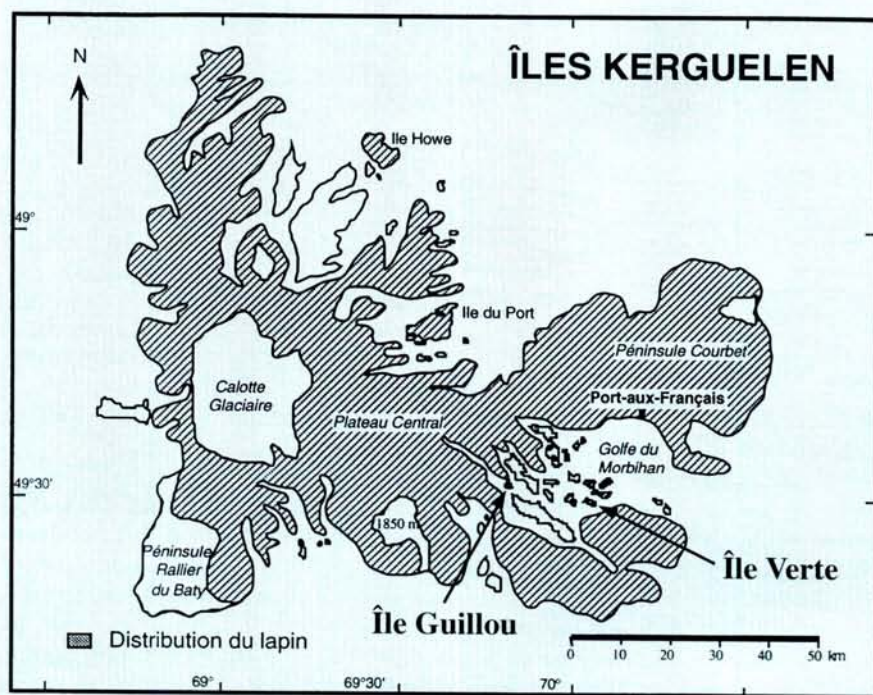


Figure 4 - Archipel de Kerguelen : distribution du lapin et localisation de l'île Verte et de l'île Guillou, faisant l'objet d'un programme de restauration.

duit sur l'île principale en 1955-1956 (Léssel, 1967). Malgré l'absence de vecteurs (puces et moustiques), ce virus s'est maintenu en se transmettant par contact. Ce mode de transmission, la diminution de la virulence des souches et le développement d'une résistance des lapins expliquent actuellement la faible incidence de cette maladie sur les populations (Chapuis *et al.*, 1994b). En 1987-1988, afin de permettre une meilleure circulation des virus à forte virulence, la puce du lapin (*Spilopsyllus cuniculi*) a été introduite expérimentalement sur l'île du Cimetière (3,5 km²). Le suivi de l'installation de ce vecteur a permis de montrer une colonisation extrêmement lente du milieu, de l'ordre de quelques centaines de mètres par an. En 1994, pour la première fois, des lapins porteurs de puces ont été prélevés sur l'ensemble de l'île (Chapuis, non publié). Leur implantation sur la Grande Terre paraît irréaliste pour des raisons logistiques et financières, d'autant qu'une simple diminution de la densité en lapins ne constituerait absolument pas un gage de restauration de ces systèmes écologiques dégradés.

La population de chats actuellement présente dans l'archipel est issue d'un couple introduit sur la base en 1956 (Derenne, 1976). Ces individus ont proliféré et se sont peu à peu éloignés des habitations. Dès 1960, une première campagne de limitation de la population par le tir a été entreprise (Bost, 1960). Cette opération a été renouvelée de 1973 à 1977 réduisant l'effectif de 7 500 à 3 500 individus (Pascal, 1980). Ce contrôle demandant un effort considérable, l'opération fut rapidement stoppée. En 1977, selon Pascal (1980), les 3 500 chats prélevaient annuellement 1,2 à 1,3 millions d'oiseaux. Depuis cette période, l'effectif n'a cessé d'augmenter, Pascal (1983) prévoyait 10 000 individus pour 1984. Aucun décompte n'a été réalisé depuis.

Restauration de l'île Verte et de l'île Guillou

Dans l'archipel de Kerguelen, aucune espèce végétale ou animale n'est menacée d'extinction par les mammifères

introduits grâce aux quelques îles encore indemnes de vertébrés allochtones. Dans ces conditions, les objectifs du programme de restauration initié en 1992 et fondé sur l'éradication du lapin et du chat visent à préciser l'impact de ces deux espèces, à analyser les mécanismes de recolonisation du milieu par les espèces végétales et animales les plus touchées, et à étudier les capacités de restauration de ces systèmes écologiques fragiles. Ces expérimentations servent également à définir une méthode de protection des îles subantarctiques françaises de petite taille soumises à l'impact de l'un ou à l'autre de ces mammifères.

Le programme, prévu sur cinq ans, porte sur deux îles du Golfe du Morbihan, l'île Verte et l'île Guillou, situées à 20 et 33 km de la base (figure 4). Les critères de choix de ces îles ont été principalement leur faible superficie (1,5 et 1,4 km²), la présence uniquement du lapin sur l'île Verte, du lapin et du chat sur l'île Guillou. Si le lapin a volontairement été introduit par l'homme sur la première île, sur la seconde, chats et lapins sont arrivés spontanément à partir de la Grande Terre distante de quelques dizaines de mètres. En effet, l'accès de l'île "à pied sec" est possible lors des grandes marées et en présence de pressions atmosphériques élevées, situation rarement rencontrée au cours de l'année. Pour limiter les risques de recolonisation de l'île après éradication, le chenal a été creusé et une barrière, destinée à empêcher le passage des chats et lapins, installée.

Malgré cette situation particulière, l'île Guillou a été retenue car elle correspond à la seule petite île de l'archipel où le chat est présent et où son éradication est réalisable. De ce fait, elle constitue un modèle intéressant pour l'étude des mécanismes de recolonisation du milieu par les petites espèces de pétrels à nidification hypogée, totalement éliminées par ce prédateur.

Pour chacune des deux îles, le protocole comprend trois étapes :

- la description du milieu avant éradication ("état 0") ;

9. Les lapins à l'origine de la population de Kerguelen proviennent de Robben Island (Eaton, 1875), île située à proximité de l'Afrique du Sud où des individus de race domestique auraient été lâchés en 1656 (Cooper et Brooke, 1982).

- L'éradication du ou des mammifères ;
- L'étude des réactions des communautés végétales et animales après éradication.

Afin de décrire "l'état 0", les cartes des sols et de la végétation ont été établies. Ce volet est complété par l'étude des fronts d'érosion, la description des communautés animales (peuplements en invertébrés et en pétrels à nidification hypogée) et la détermination des effectifs en lapins et en chats. Cette première étape a permis également de préciser l'impact des deux espèces¹⁰.

L'éradication du lapin a été réalisée par empoisonnement à l'aide d'un anticoagulant, le chlorophacinone, efficace pour le lapin (Grolleau *et al.*, 1976) et moins nocif pour les vertébrés non cibles que la bromadiolone, autre anticoagulant utilisé en France pour lutter contre les rongeurs ravageurs des cultures (Grolleau et Paris, 1975a, 1975b ; Mendenhall et Pank, 1980). Du blé, traité de manière à empêcher la germination, sert de support à la matière active (0,05 g de chlorophacinone par kilogramme de blé). L'application a eu lieu au cours des premiers mois de l'hiver 1992, en juillet-août, sur l'île Verte. À cette période de l'année, les disponibilités alimentaires pour les lapins sont extrêmement réduites et le skua subantarctique (*Catharacta skua*), consommateur potentiel de cadavres de lapin, est absent de l'archipel. Sur l'île Guillou, l'opération se déroulera en 1994, à la même période pour le lapin, et à partir de septembre pour le chat qui sera éliminé par le tir.

Sur l'île Verte, l'éradication des 1 300 lapins présents a été un succès complet, même si le dernier lapin a été éliminé durant l'hiver 1994. Les précautions prises lors de la préparation et de la conduite de l'opération ont permis de limiter les conséquences secondaires de l'empoisonnement sur le peuplement aviaire. Six cadavres d'oiseaux, deux goélands dominicains (*Larus dominicanus*), deux becs à fourreau (*Chionis minor*) et deux Canards d'Eaton (*Anas aetoni*) ont été retrouvés morts sur l'île en juillet et août 1992. Seule la mort d'un goéland et d'un bec à fourreau a pu être attri-

buée avec certitude à l'ingestion de blé empoisonné (Chapuis et Barnaud, 1995).

Deux années après l'éradication du lapin sur l'île Verte, nous constatons un ralentissement sensible des phénomènes d'érosion, une fermeture du couvert végétal au cours de la première année, le développement de l'azorelle par germination de graines issues de pieds-mères, l'installation d'une centaine de pieds de chou sur la périphérie de l'île (graines arrivées par flottage), le retour progressif de *Calycopteryx moseleyi* sur sa plante hôte. Pour le peuplement de pétrels, seule une étude à long terme permettra de mesurer les effets positifs ou négatifs de l'élimination du lapin.

D'une façon générale, il apparaît que les communautés végétales et animales de l'île Verte réagissent lentement suite à l'éradication du lapin. Sur l'île Guillou, il est probable que ces réactions seront beaucoup plus rapides en raison du nombre important de pieds-mères de chou (plus de 200) et de très nombreuses touffes d'azorelle localisées sur les falaises intérieures de l'île. Le suivi de cette seconde île permettra également d'analyser la vitesse de recolonisation du milieu par les pétrels à nidification hypogée, pratiquement éliminés par les chats.

Ainsi, dès maintenant, il apparaît que la restauration de ces îles par l'élimination des mammifères introduits est possible. Cependant, elle sera lente, la résilience des communautés dépendant principalement :

- pour les espèces végétales,
 - de la situation géographique de l'île (flux de graines arrivant par flottage) ;
 - des caractéristiques des sols ;
 - de la présence-absence et de la distribution sur les îles des pieds-mères des espèces végétales ayant subi les déprédations du lapin (chou et azorelle principalement) ;
 - des phénomènes de compétition qui vont s'exprimer entre les différentes espèces ;
 - des modifications du climat enregistrées au cours de ces dernières années, marquées par une augmentation des tempé-

ratures moyennes et une diminution des précipitations (Frenot *et al.*, 1993) ;

- pour les espèces animales,
 - de l'évolution du couvert végétal pour les peuplements en invertébrés et notamment pour *Calycopteryx moseleyi* ;
 - des mécanismes de recolonisation du milieu par les pétrels (cas de l'île Guillou).

Ces expériences devraient être riches d'enseignements, d'autant plus que nous disposons à proximité d'îles dépourvues de mammifères introduits, constituant des références.

PERSPECTIVES

Pour le moment et malgré l'urgence de certaines situations, l'expérience française dans le domaine de la restauration de systèmes insulaires par éradication d'espèces introduites porte sur peu de cas et concerne pour l'essentiel les îles atlantiques et subantarctiques¹¹. Pour ces dernières, l'avancement des programmes s'explique en partie par une conjoncture favorable en raison du statut particulier de ces îles, de l'absence de population humaine donc de conflits locaux, de l'intérêt patrimonial de la faune et de la flore autochtones (Dingwall et Lucas, 1992), du maintien sur place d'une forte et constante activité scientifique programmée sur le long terme grâce au soutien de l'Institut Français pour la Recherche et la Technologie Polaires et du CNRS.

Quelques conseils, pour la plupart communs aux programmes de restauration *sensu lato*, peuvent maintenant être formulés à partir des actions menées de par le monde. En toute circonstance, avant d'initier une opération de restauration d'île par éradication d'espèces introduites, il est indispensable de :

- définir clairement l'objectif à atteindre en déterminant le système de référence ;
- disposer d'une description précise du milieu avant intervention ("l'état 0") ;
- utiliser une méthode adaptée à chaque espèce ;

■ tenir compte des particularités des îles concernées et intégrer au départ le suivi scientifique.

Il est en effet capital de pouvoir évaluer la pertinence de l'opération et ses répercussions sur les systèmes écologiques. Dans le cas des archipels où une recolonisation reste possible d'île en île, l'intervention est à envisager de manière globale. Par ailleurs, il semble important d'intégrer les résultats d'expériences réussies mais également ratées. Elles fournissent des éléments essentiels sur la faisabilité d'un projet. L'exemple de l'élimination, en Angleterre, du rat musqué (*Ondatra zibethicus*) et du ragondin (*Myocastor coypus*) pourrait faire croire que tout programme de ce type, doté d'une volonté affirmée et de moyens adéquats, peut aboutir. Pourtant dans des conditions matérielles proches, celle du vison d'Amérique (*Mustela vison*) a échoué en raison du taux de dispersion élevé de cette espèce (Usher, 1989).

Le transfert et le développement des techniques de lutte biologique et de génie génétique pour la sauvegarde de milieux naturels ouvrent de nouvelles pistes mais soulèvent aussi des questions d'ordre éthique (Dobson, 1988). Plus globalement, comme le souligne Simberloff (1990a), on est en droit de s'interroger sur la possibilité d'atteindre la restauration d'un écosystème insulaire ou d'un autre type dans la mesure ou en écologie, on est confronté à des cibles "floues" et "mobiles". Les systèmes écologiques sont difficiles à délimiter et intrinsèquement dynamiques. Dans ces conditions, comment définir la référence et s'assurer de l'adéquation du résultat ? Toutefois, aux plans scientifique et opérationnel, les avancées théoriques et pratiques relatives à la caractérisation des systèmes écologiques grâce à leurs attributs vitaux permettent maintenant de répondre en partie à ces arguments (Le Floch et Aronson, 1995).

Dans un autre registre, il peut être tentant d'envisager l'application de règles et principes méthodologiques acquis dans les systèmes insulaires aux milieux fragmentés et isolés tels les parcs facilement

assimilables à des îles. Ce type de transposition abrupte, déjà effectuée au sujet de la délimitation, du nombre et de la forme des réserves à établir pour éviter des extinctions d'espèces, a provoqué des déboires en conservation de la nature (Shafer, 1990). Comme le montrent les travaux en écologie du paysage, les fragments se trouvent inclus dans une matrice où les échanges de toute nature sont continus et conditionnent le fonctionnement de l'ensemble (Forman et Godron, 1986). Les opérations d'éradication de mammifères introduits menées depuis vingt ans dans des parcs nationaux hawaïens illustrent la complexité de ces relations¹². Là comme ailleurs, les interventions doivent être bien calculées, les effets secondaires et à long terme devant être évalués dès le départ.

Comme nous l'avons montré, les îles sont des terrains de choix pour mener à bien des opérations de restauration par éradication. Elles peuvent également jouer un rôle de premier ordre dans les programmes de réintroduction d'espèces en danger. Cependant, aller plus loin en proposant de construire des communautés pour sauvegarder les espèces les plus menacées en imaginant de nouvelles recombinaisons fonctionnelles (Soulé, 1990 ; Townsend, 1991) risque d'ouvrir la boîte de Pandore. En effet, forts de ces diverses possibilités de manipuler les flores-faunes en créant des équivalents de zoos et d'arboretums grandeur nature, les aménageurs pourraient continuer à transformer les milieux en toute impunité.

Plus généralement, si l'éradication des espèces introduites, dont les effets négatifs sur le biota originel sont démontrés, reste une priorité de premier ordre dans le cadre d'une stratégie globale de conservation de la biodiversité, il nous semble important d'un point de vue éthique d'éviter de servir d'alibi à la perpétuation des dommages. La faculté de redonner une certaine "santé" aux systèmes écologiques dégradés ne peut et ne doit en aucun cas servir d'excuses à de nouvelles destructions ou modifications. D'un point de vue écologique, économique ou éthique, la prévention, par exemple par

10. L'impact du lapin recouvre d'importants phénomènes d'érosion et la transformation des communautés végétales avec l'élimination quasi totale du chou de Kerguelen, de l'azorelle et le développement de l'acaena. En outre, une diminution de la diversité spécifique des invertébrés a été observée (Y. Frenot et Ph. Vernon, communication personnelle). Certaines espèces voient également leur niche évoluer. Ainsi *Calycopteryx moseleyi*, diptère généralement associé au chou de Kerguelen, se développe ici sur les laisses de mer. L'impact du chat est mis en évidence par la comparaison du peuplement en pétrels à nidification hypogée des deux îles : 50 000 - 70 000 couples sur l'île Verte et seulement une centaine de couples sur l'île Guillou (V. Bretagnolle, communication personnelle).

11. En plus des actions en cours ou planifiées mentionnées dans le tableau 1, des projets plus ou moins avancés sont à signaler : l'élimination du lapin de l'îlot Lepredour (Nouvelle Calédonie), celle de la mangouste et du rat de l'îlet Fajou (Guadeloupe).

12. L'élimination des chèvres du Parc National *Hawaii Volcanoes* a eu pour conséquence le développement d'espèces de graminées exotiques très inflammables provoquant un changement de l'ampleur et de la fréquence des feux (Vitousek et al., 1987).

l'interdiction stricte des introductions d'espèces exotiques, mesure présente dans la majorité des législations nationales mais dont l'application et le contrôle sont difficiles à mettre en œuvre, reste le meilleur garant du maintien de la valeur patrimoniale des îles et archipels.

Remerciements

Ces recherches bénéficient du soutien financier du Comité MAB-France et du ministère de l'Environnement pour les îles atlantiques, de l'Institut Français pour la Recherche et la Technologie polaires (Programmes n° 136, n° 276), de l'Office national de la Chasse (Convention ONC/Muséum n° 94.47), du CNRS (URA 1853, GDRE 1069) pour les îles subantarctiques.

Références

- As S., Bengtsson J. et Ebenhard T. (1992). *Archipelagos and theories of insularity*, 201-251, in Hansson L. (ed.), *Ecological Principles of nature conservation. Applications in Temperate and boreal environments*, London, Elsevier.
- Atkinson I.A.E. (1988). Presidential address : opportunities for ecological restoration, *N.Z. J. Ecol.*, 11, 1-12.
- Atkinson I.A.E. (1989). Introduced animals and extinction, p. 54-79, in Westerns D. et Pearl M.C. (eds.), *Conservation for the twenty-first century*, New York, Oxford Univ. Press.
- Atkinson I.A.E. et Cameron E.K. (1993). Human influence on the terrestrial biota and biotic communities of New Zealand, *Tree*, 8, 447-451.
- Berteaux D. et Micol T. (1992). Population studies and reproduction of the feral cattle (*Bos taurus*) of Amsterdam Island, Indian Ocean, *J. Zool. Lond.*, 228, 265-76.
- Bioret F. (1989). *Contribution à l'étude de la flore et de la végétation de quelques îles et archipels ouest et sud armoricains*, Thèse, Univ. de Nantes.
- Bioret F., Bournérias M. et Brien Y. (1989). *Fascicularia pitcairniifolia* (Verlot) Mez Broméliacée chilienne naturalisée en Europe occidentale. Précisions sur ses stations armoricaines, *Le Monde des plantes*, 434, 25-27.
- Blondel J. (1986). *Biogéographie évolutive*, Paris, Masson.
- Blondel J. (1995). Du théorique au concret : la biologie de la conservation, *Natures, Sciences, Sociétés*, cet ouvrage.
- Bost R. (1960). *Activités scientifiques aux îles Kerguelen*, Paris, Juillard.
- Boussès P. (1991). *Biologie de population d'un vertébré phytophage introduit, le lapin (Oryctolagus cuniculus) dans les îles subantarctiques de Kerguelen*, Thèse, Univ. Rennes I.
- Bradshaw A.D. (1984). Ecological principles and land reclamation practice, *Landscape Planning*, 11, 35-48.
- Brown J.H. (1989). Patterns, modes and extents of invasions by vertebrates, 85-109, in Drake J.A. et al. (eds.), *Biological invasions. A global perspective*, SCOPE 37, New York, John Wiley & Sons.
- Bullock D.J. et North S. (1984). Round island in 1982, *Oryx*, 18, 36 - 41.
- Case T.J. et Cody M.L. (1987). Testing theories of island biogeography, *Am. Scientist*, 75, 402-411.
- Chapuis J.-L. (1995). Restoration of two islands by eradication of the rabbit (Kerguelen archipelago), 157-159, in Dingwall P. (ed.), *Proc. SCAR/IUCN Workshop on Protection, research and Management of Sub-Antarctic Islands*. 27-29 avril 1992, Paimpont, France, Gland, IUCN.
- Chapuis J.L. et Barnaud G. (1995). Restauration d'îles de l'archipel de Kerguelen par éradication du lapin (*Oryctolagus cuniculus*) : méthode d'intervention appliquée sur l'île Verte.
- Chapuis J.L., Bijlenga G. et Chantal J. (1994b). La myxomatose dans les îles subantarctiques de Kerguelen, en l'absence de vecteurs, trente années après son introduction, *C.R. Ac. Sci. Série III*, 317, 174-182.
- Chapuis J.-L. et Boussès P. (1989). Relations animal-végétation : Conséquences des introductions de mammifères phytophages dans l'archipel de Kerguelen, 269-78, in Laubier L. (éd), *Actes du colloque sur la Recherche Française dans les Terres Australes*, Strasbourg, 14-17 sept. 1987, Paris, Comité National Français des Recherches Antarctiques.
- Chapuis J.L., Boussès P. et Barnaud G. (1994a). Alien mammals, impact and management in the French Subantarctic Islands, *Biol. Conserv.*, 67, 97-104.
- Cheke A.S. (1987). A review of the ecological history of the Mascarene Islands, with particular reference to extinctions and introductions of land vertebrates, 5-89, in Diamond A.W. (ed.), *Studies of the Mascarene avifauna*, Cambridge, Cambridge Univ. Press.
- Coblentz B.E. (1990). Exotic organisms: a dilemma for conservation biology, *Conserv. Biol.*, 4, 261-265.
- Cooper J. et Brooke R.K. (1982). Past and present distribution of the feral European rabbit *Oryctolagus cuniculus* on Southern African offshore islands, *S. Afr. J. Wildl. Res.*, 12, 71-75.
- Daycard L. et Thibault J.-C. (1990). Gestion de la colonie de Puffin cendré (*Calonectris diomedea*) de l'île Lavezzi (Corse) : une expérience de dératisation, *Trav. Sci. Parc Nat. Rég. Rés. Nat. Corse*, 28, 55-71.
- Decante F., Jouventin P., Roux J.-P. et Weimerskirch H. (1987). *Projet d'aménagement de l'île Amsterdam*, Rapport du Service de la Recherche, des Études et du Traitement de l'Information sur l'Environnement, Terres Australes et Antarctiques Françaises, Paris.
- Derenne P. (1976). Notes sur la biologie du chat haret de Kerguelen, *Mammalia*, 40, 530-95.
- Diamond J. (1989). Overview of recent extinctions, 37 - 41, in Western D. et Pearl M.C. (eds.), *Conservation for the twenty-first century*, Oxford, Oxford Univ. Press.
- Diamond J. et Case T.J. (1986). Overview : introductions, extinctions, exterminations, and invasions, 65-79, in Diamond J. et Case T.J. (eds.), *Community ecology*, New York, Harper & Row.
- Dingwall P. et Lucas B. (1992). Regional Review. New Zealand and Antarctica, p. 10.1-10.27, in IUCN (ed.), *Regional reviews, IVth World Congress on National Parks and Protected Areas*, Caracas, Venezuela. 10-21 February 1992, Gland, IUCN.
- Dobson A.P. (1988). Restoring island ecosystems : the potential of parasites to control introduced mammals, *Conserv. Biol.*, 2, 31-39.
- Drouin J.-M. (1991). *Reinventer la nature. L'écologie et son histoire*, Paris, Desclée de Brouwer.
- Eaton A.E. (1875). Natural history of Kerguelen's Islands, *Nature*, 12, 35-37.
- Ebenhard T. (1988). Introduced birds and mammals and their ecological effects, *Viltrevy*, 13, 5-107.
- Ehrlich P.R. (1989). Attributes of invaders and the invading processes, 315-328, in Drake J.A. et al. (eds.), *Biological invasions. A global perspective*, SCOPE 37, New York, John Wiley & Sons.
- Elton C.S. (1958). *The ecology of invasions by animals and plants*, London, Chapman and Hall.
- Forman R.T.T. et Godron M. (1986). *Landscape ecology*, New York, John Wiley & Sons.
- Frenot Y., Gloaguen J.C., Picot G., Bougère J. et Benjamin D. (1993). Azorella selago Hook used to estimate glacier fluctuations and climatic history in the Kerguelen Islands over the last two centuries, *Oecologia*, 95, 140-144.
- Frenot Y. et Valleix T. (1990). Carte des sols de l'île Amsterdam, *C.N.F.R.A.*, 59, 1-49.
- Gamisans J. et Paradis G. (1992). Flore et végétation de l'île Lavezzi (Corse du Sud), *Trav. Scient. Parc Nat. Rég. Rés. Nat. Corse*, 37, 1-68.
- Grolleau G. et Paris G. (1975 a). Essais d'intoxication de la perdrix grise, *Perdix perdix* L., et de la perdrix rouge, *Alectoris rufa* L., à l'aide de différents anticoagulants dérivés de l'hydroxycoumarine et de l'indanédione, *Ann. Zool. - Ecol. anim.*, 7, 557-562.
- Grolleau G. et Paris G. (1975 b). Essais d'intoxication du colvert, *Anas platyrhynchos* L., à l'aide du coumafène et du chlorophacinone, *Ann. Zool. - Ecol. anim.*, 7, 553-556.
- Grolleau G., Froux Y. et Paris G. (1976). Sensibilité du lapin domestique *Oryctolagus cuniculus* L. aux anticoagulants, *Bull. O.N.C.*, 4, 199-202.
- Holdgate M.W. (1967). The influence of introduced species on the ecosystems of temperate oceanic islands, 151-76, in *Vers un nouveau type de relations entre l'homme et la nature en région tempérée. Partie III : Modifications dues à l'introduction d'espèces*, *Trans. Rep. int. Un. Conserv. Nat. nat. Resour. Tech. Mtg.*
- Jolinon J.C. (1987) Les phanérogames adventices de l'île Amsterdam, *C.N.F.R.A.*, 58, 183-188.
- Jouventin P. et Roux J.P. (1983a). The discovery of a new albatross, *Nature*, 305, 181.
- Jouventin P. et Roux J.P. (1983b). *Projet de réhabilitation écologique de l'île Amsterdam*, Paris, T.A.A.F.
- Jouventin P. (1989). Importance et fragilité du patrimoine biologique des T.A.A.F. : oiseaux et mammifères, 287-93, in Laubier L. (éd), *Actes du colloque sur la Recherche Française dans les Terres Australes*, Strasbourg, 14-17 sept. 1987, Paris, Comité National Français des Recherches Antarctiques.
- Le Floc'h E. et Aronson J. (1995). Écologie de la restauration : réponses des écosystèmes à la dégradation et à la fragmentation des paysages. Concepts, vocabulaire et applications, *Nature, Sciences, Sociétés*, cet ouvrage.
- Lésel R. (1967). Contribution à l'étude écologique de quelques mammifères importés aux îles Kerguelen, *T.A.A.F.* 38, 3-40.
- Lewin R. (1987). Ecological invasions offer opportunities, *Science*, 238, 752-753.
- Lodge D.M. (1993). Biological Invasions : lessons for ecology, *Tree*, 8, 133-137.
- Loope L.L. et Mueller-Dombois D. (1989). Characteristics of invaders islands, with special reference to Hawaii, p. 257-280, in Drake J.A. et al. (eds.), *Biological invasions. A global perspective*, SCOPE 37, New York, John Wiley & Sons.
- MacArthur R.H. et Wilson E.O. (1963). An equilibrium theory of insular zoogeography, *Evolution*, 17, 373 - 387.
- Mendenhall V.M. et Pank L.F. (1980). Secondary poisoning of owls by anticoagulant rodenticides, *Wildl. Soc. Bull.*, 8, 311-315.
- Merton D. (1987). Eradication of rabbits from Round Island, Mauritius : a conservation success story, *Dodo J. Jersey Wildl. Preserv. Trust*, 24, 19-43.
- Merton D.V., Atkinson I.A.E., Strahm W., Jones C., Empson R.A., Mungroo Y., Dullo E. et Lewis R. (1989). *A management plan for the restoration of Round Island Mauritius*, Mauritius, Jersey Wildlife Preservation Trust Ministry of Agriculture Fisheries and Natural Resources.
- Micol T. et Jouventin P. (1995). Restoration of Amsterdam Island, South Indian Ocean, following control of feral cattle, *Biol. Conserv.*, 72, 199-206.

- Mueller-Dombois D. (1992). The formation of islands ecosystems. *GeoJournal*, 28, 293-296.
- Mooney H.A. et Drake J.A. (1989). Biological invasions : a SCOPE Program overview, 491-506, in Drake J.A. et al. (eds.), *Biological invasions. A global perspective*, SCOPE 37, New York, John Wiley & Sons.
- North S.G. et Bullock D.J. (1986). Changes in the vegetation and populations of introduced mammals of Round Island and Gunner's Quoin, Mauritius, *Biol. Conserv.*, 37, 99-117.
- Nunn P.D. (1994). *Oceanic Island, The Nature Environment Series*, Oxford, Blackwell.
- Pascal M. (1980). Structure et dynamique de la population de chats haret de l'archipel de Kerguelen, *Mammalia*, 44, 161-182.
- Pascal M. (1983). L'introduction des espèces mammaliennes dans l'archipel des Kerguelen (Océan Indien Sud). Impact de ces espèces exogènes sur le milieu insulaire, *C.R. Soc. Biogéogr.*, 59, 257-67.
- Pascal M., Bioret F., Yésou P. et d'Escrienne L.G. (1994). L'inventaire des Micromammifères de la Réserve de Faune de l'île de Béniguet (Finistère), *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl.*, 11, 65-81.
- Pimm S.L. (1986). Community stability and structure, 309-329, in Soule M. E. (éd.), *Conservation Biology. The science of scarcity and diversity*, Sinauer Associates, INC. Publishers, Sunderland, Mass.
- Pimm S.L. (1987). Determining the effects of introduced species, *Tree*, 2, 106-108.
- Pimm S.L. (1989). Theories of predicting success and impact of introduced species, p. 351-367, in Drake J.A. et al. (eds.), *Biological invasions. A global perspective*, SCOPE 37, New York, John Wiley & Sons.
- Pimm S.L. (1991). *The balance of nature ? Ecological issues in the conservation of species and communities*, Chicago, Univ. of Chicago Press.
- Pimm S.L. et Gilpin M.E. (1989). Theoretical issues in conservation biology, 287-305, in Rougharden J. et al. (eds.), *Perspectives in Ecological Theory*, Princeton, Princeton Univ. Press.
- Robic J.-Y. 1993. Prospection-inventaire. in *L'île d'Ouessant depuis la préhistoire. Apports de la prospection et de l'Archéologie*, Patrimoine Archéologique de Bretagne, Association Manche-Atlantique pour la recherche Archéologique sur les îles, Univ. Rennes I.
- Roux J.P., Jouventin P., Mougín J.L., Stahl J.C. et Weimerskirch H. (1983). Un nouvel albatros *Diomedea amsterdamensis* n. sp. découvert sur l'île Amsterdam (37°50'S, 77°35'E), *L'Oiseau et R.F.O.*, 53, 1-11.
- Salembier J.-J. (1994). *Sept Îles ...sept époques*, Lannion, Salembier Ed.
- Shafer C.-L. (1990). *Nature reserves. Island theory and conservation practice*, Washington, Smithsonian Institution.
- Simberloff D. (1988). Introduced insects: a biogeographic and systematic perspective, 3-26, in Mooney H.A. et Drake J.A., (eds.), *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*, *Ecological studies*, 58, Berlin, Springer-Verlag.
- Simberloff D. (1990a). Reconstructing the ambiguous: can island ecosystems be restored, p. 22-36, in Towns D.R., Daugherty C.H. et Atkinson I.A.E. (eds.), *Ecological restoration of New Zealand Islands*, Conservation Sciences Publication, n°2.
- Simberloff D. (1990b). Community effects of biological introductions and their implications for restoration, p. 128-136, in Towns D.R., Daugherty C.H. et Atkinson I.A.E. (eds.), *Ecological restoration of New Zealand Islands*, Conservation Sciences Publication, n°2.
- Smith R.I.L. (1984). *Terrestrial plant biology of the sub-antarctic and Antarctic*, 61-162, in Laws R.M. (ed.), *Antarctic Ecology*, Tome I, London, Academic Press.
- Soulé M.E. (1990). The onslaught of alien species, and other challenges in the coming decades. Presidential address at the third annual meeting of the Society for Conservation Biology, Toronto, August 11, 1989, *Conserv. Biol.*, 4, 233-239.
- Stonehouse B. (1982). La zonation écologique sous les hautes latitudes australes, *C.N.F.R.A.*, 51, 532-537.
- Temple S.A. (1990). The nasty necessity : eradicating exotics, *Conserv. Biol.*, 4, 113-115.
- Thibault J.C. et Daycard L. (1992). Mise en évidence de la prédation des poussins de Puffins cendrés (*Calonectris diomedea*) par les rats noirs (*Rattus rattus*) à l'île Lavezzi, 32-34, in *Groupeement d'Intérêt Scientifique Oiseaux Marins*, 8^e réunion nationale, Brest, février 1991, Paris, MNHN.
- Towns D. R. et Ballantine W.J. (1993). Conservation and restoration of New Zealand island ecosystems, *Tree*, 8, 452-457.
- Towns D.R., Daugherty C.H., et Atkinson I.A.E. (eds.) (1990). *Ecological restoration of New Zealand Islands*, Conservation Sciences Publication, n° 2.
- Towns D.R. et Williams M. (1993). Single species conservation in New Zealand: towards a redefined conceptual approach, *J. R. Soc. of New Zealand*, 23, 61-78.
- Townsend C.R. (1991). Exotic species management and the need for a theory of invasion ecology, Guest editorial, *N.Z. J. Ecol.*, 15, 1-3.
- Tréhen P., Frenot Y., Lebouvier M. et Vernon P. (1990). Invertebrate fauna and their role in the degradation of cattle dung at Amsterdam Island, 337-346, in Kerry K.R. et Hempel G. (eds), *Antarctic Ecosystems. Ecological Change and Conservation*, Berlin, Springer-Verlag.
- Usher M.B. (1989). Ecological effects of controlling invasive terrestrial vertebrates, 463-489, in Drake J.A. et al. (eds.), *Biological invasions. A global perspective*, SCOPE 37, New York, John Wiley & Sons.
- Velain C. (1893). Les îles Saint-Paul et Amsterdam, *Ann. Géogr.*, 2, 329-364.
- Vigne J.D. (1994). Les transferts anciens de mammifères en Europe occidentale : histoires, mécanismes et implications dans les sciences de l'homme et les sciences de la vie, 15-38, in Bodson L. (éd.), *Colloque d'histoire des connaissances zoologiques*, Univ. Liège.
- Vigne J.-D., Granjon L., Auffray J.C. et Cheylan G. (1994). Les micromammifères, 133-154, in Vigne J.D. (éd.), *L'île Lavezzi. Hommes, animaux, archéologie et marginalité*. (Bonifacio, Corse, XII-XX^e siècles), Valbonne, CNRS.
- Vinson J. (1964). Sur la disparition progressive de la flore et de la faune de l'île Ronde, *Proc. R. Soc. of Arts & Sciences of Mauritius*, 2, 247-261.
- Vitousek P.M. (1986). Biological invasions and ecosystem properties: can species make a difference ?, 163-176, in Mooney H.A. et Drake J.A., (eds.), *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*, *Ecological studies* 58, Berlin, Springer-Verlag.
- Vitousek P.M. (1988). Diversity and biological invasions of oceanic islands, 181-189, in Wilson E.O. et Peter F.M. (eds.), *Biodiversity*, Washington, National Academy Press.
- Vitousek P.M., Loope L.L. et Stone C.P. (1987). Introduced species in Hawaii : biological effects and opportunities for ecological research, *Tree*, 2, 224-227.
- Weimerskirch H., Zotier R. et Jouventin P. (1989). *The avifauna of the Kerguelen Islands*. *Emu*, 89, 15-29.
- Williamson M. (1981). *Island populations*, Oxford, Oxford university Press.
- Williamson M. (1989). Mathematical models of invasion, 329-350, in Drake J.A. et al. (eds.), *Biological invasions. A global perspective*, SCOPE 37, New York, John Wiley & Sons.

ABSTRACT : Eradication of alien species, a prerequisite to restoration of island environments : the case of French islands

Islands that are characterized by communities of low diversity and simple trophic networks are very sensitive to invasion by alien species. Numerous restoration programs focused on eradication of alien species were launched because of the high heritage value of island environments and the degradation of communities caused by alien species.

The eradication programs were initiated on the French islands in the late 1980's. Rodents were the focus of eradication on Atlantic and Mediterranean islands, while cattle, rabbits and feral cats were the focus of eradication on sub-Antarctic islands. Before eradication programs are initiated, the role of target alien species must be understood in the context of ecosystem function. Managers and scientists must define restoration objectives and integrate quantitative monitoring to reinforce their understanding of insular system ecology.