

ÉRADICATION DE MAMMIFÈRES INTRODUIITS EN MILIEUX INSULAIRES : QUESTIONS PRÉALABLES ET MISE EN APPLICATION

M. PASCAL* & J.-L. CHAPUIS**

SUMMARY

During the last five centuries, along with the reduction of biogeographic barriers, a great number of alien species were introduced by men, intentionally or not, in nearly all ecosystems throughout the world. Most of these introductions failed and a majority of the others didn't raise any problem. But some of them led to major economic losses and/or biological diversity reduction.

The insular vegetal and animal communities are little diversified, often disharmonic, and characterized by an important rate of endemic species when compared with those of continental ecosystems. These communities are therefore particularly vulnerable to alien species. For these reasons and because of the small size of islands which allows experimental studies, most operations of eradication took place in this type of ecosystems since the 1960s, mammal species being the main target.

This paper offers an approach to improve the decision and the technical implementation in view of the eradication of alien mammals on islands. These recommendations are founded on the experiences of brown rat eradication from ten Brittany Islands (1994-1996) and those of rabbit eradication from three islands of the Kerguelen Archipelago (1992-1999).

RÉSUMÉ

Au cours de ces cinq derniers siècles, suite à la levée des barrières biogéographiques, un grand nombre d'espèces végétales et animales a été introduit par l'homme, volontairement ou non, dans la quasi totalité des écosystèmes du globe. La plupart de ces introductions ont été des échecs et la majorité des succès est réputée ne pas poser de problèmes. Cependant, certaines introductions réussies sont à l'origine de pertes économiques importantes et de graves atteintes à la diversité biologique.

Les écosystèmes insulaires, abritant des communautés animales et végétales peu diversifiées par rapport aux milieux continentaux, souvent disharmoniques et caractérisées par de forts taux d'endémisme, sont particulièrement vulnérables aux introductions d'espèces. Dès les années soixante, l'essentiel des éradications d'espèces introduites, en particulier de mammifères, a été réalisé dans les îles compte tenu de leur superficie souvent réduite, favorable à l'expérimentation, et de leur grand intérêt écologique.

* Unité Faune Sauvage et Biologie de la Conservation. INRA - Station SCRIBE Campus de Beaulieu, F 35042 Rennes cedex. E.mail : pascal@beaulieu.rennes.inra.fr.

** Laboratoire d'Évolution des Systèmes Naturels et Modifiés, M.N.H.N. (UMR 6553, Rennes I), 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire, F 75005 Paris. E.mail : chapuis@mnhn.fr.

À partir de l'expérience acquise lors de l'élimination du Surmulot de dix îles des côtes bretonnes (1994-1996) et du Lapin de trois îles de l'Archipel de Kerguelen (1992-1999), cet article propose une démarche d'aide à la décision et à la réalisation technique d'éradications de Mammifères introduits en milieux insulaires.

INTRODUCTION

L'Archéologie et l'Histoire révèlent que, depuis longtemps, chasseurs, pêcheurs, agriculteurs, sylviculteurs ont tenté de contrôler des espèces végétales ou animales « jugées » compétitrices. Cependant, leurs actions ne se sont, en règle générale, pas inscrites dans une démarche d'éradication au sens contemporain du terme.

En effet, par éradication, nous entendons actuellement une opération qui vise à éliminer sciemment et totalement une population animale ou végétale d'un domaine géographique prédéfini pour une ou des raisons préétablies.

Plus récemment, les gestionnaires d'espaces protégés, confrontés à des « déséquilibres » de flores et de faunes, manipulent « au quotidien » des communautés animales et végétales dans un but de conservation de la nature.

Les scientifiques investis dans des travaux de biologie de la conservation sont, quant à eux, intéressés par la compréhension des phénomènes relatifs à la réussite ou à l'échec des introductions d'espèces, par les conséquences engendrées par la présence de ces allochtones à différentes échelles du vivant (espèce, population, peuplement, communauté, écosystème), et par la mise au point et le suivi d'expériences de restauration écologique fondées sur le contrôle des espèces allochtones, et notamment par leur éradication.

De nombreuses synthèses ont été publiées tant sur les invasions biologiques que sur leurs impacts et les méthodes de contrôle des espèces allochtones (Catizzone *et al.*, 1998 ; Di Castri *et al.*, 1990 ; Drake *et al.*, 1989 ; Mack & D'Antonio 1998 ; Mooney & Drake 1986 ; Williamson, 1997 ; Towns *et al.*, 1990). Notre propos n'est pas ici d'en effectuer une synthèse au sens académique du terme, mais, après une analyse de l'évolution historique de l'importance et des principales motivations à l'origine de l'introduction d'espèces d'une part, et des opérations d'éradication d'autre part, de proposer un ensemble de règles destinées à garantir dans toute la mesure du possible le succès des opérations d'éradication dans le respect du principe de précaution énoncé à la conférence de Rio. En illustration, nous présentons deux exemples d'éradication, celle de populations de surmulots (*Rattus norvegicus*) d'îles bretonnes et celle de populations de lapins (*Oryctolagus cuniculus*) d'îles de l'Archipel de Kerguelen.

ÉVOLUTION DES MOTIVATIONS D'INTRODUCTION D'ESPÈCES

Au cours des cinq derniers siècles, en raison du développement des explorations et du commerce maritime, l'Homme a, volontairement ou non, introduit nombre d'espèces végétales et animales dans la quasi totalité des écosystèmes du globe (Di Castri, 1989).

Les travaux menés sur les invasions suggèrent que 90 % de ces introductions ont été des échecs. Parmi celles couronnées de succès, 90 % sont réputées ne pas

poser de « problèmes » (Williamson, 1997). Encore faut-il préciser que, dans la majorité des cas, le recul du temps fait défaut pour apprécier la solidité de l'installation d'une espèce introduite (Wilson, 1993).

Une introduction réussie générant des « problèmes » constitue donc un événement rare. Sa probabilité d'occurrence augmente cependant de façon constante avec l'importance des échanges commerciaux et la mobilité des personnes.

La Nouvelle-Calédonie, un des dix « *hot spots* » mondiaux de la biodiversité (Myers, 1988), découverte par Cook en 1774, constitue à cet égard un exemple particulièrement instructif. Sa très riche flore vasculaire indigène de quelques 3 322 espèces, dont 77 % d'endémiques (Morat *et al.*, 1995), serait actuellement « enrichie » de 1 324 allochtones (570 espèces cultivées et 772 spontanées) (Gargominy *et al.*, 1996). Les introductions réalisées pendant les 40 dernières années (1950-1990) représentent à elles seules 60 % de ces introductions. De même, sa faune de vertébrés, dépourvue initialement d'Amphibiens, comptait, en 1995, 216 espèces autochtones dont 81 endémiques, et 56 espèces allochtones dont 57 % ont été introduites ces 40 dernières années (Gargominy *et al.*, 1996). Le processus d'introduction s'est donc largement accéléré au lendemain de la seconde guerre mondiale avec l'accroissement des échanges commerciaux.

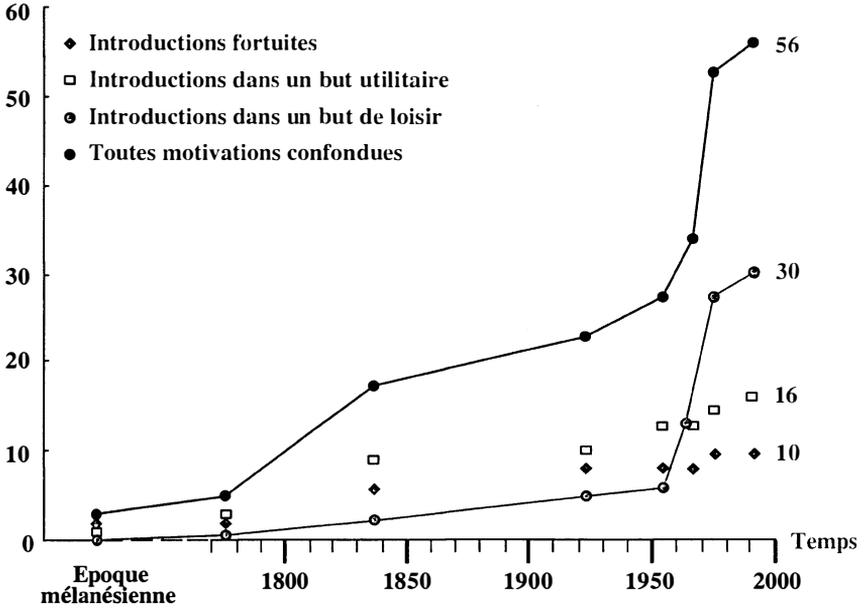
À l'évolution purement quantitative du nombre d'introductions se superpose une profonde modification des mobiles qui en sont à l'origine. Essentiellement réalisées dans un but « utilitaire » ou fortuitement jusqu'au second conflit mondial, les introductions à vocation « ludique » (chasse, pêche, oisellerie, aquariophilie...) représentent 75 % des introductions de vertébrés réalisées ces quarante dernières années en Nouvelle-Calédonie. Elles représentent à elles seules 54 % du total des introductions (Fig. 1). Gargominy *et al.* (1996) attribuent cette évolution à l'entretien d'une forte demande « d'exotisme » sous-tendue par le souhait de reconstituer un environnement familier et une certaine forme d'incapacité et/ou d'absence de motivations à valoriser un potentiel biologique autochtone.

Par ailleurs, si les introductions réussies générant des « problèmes » sont rares, elles n'en sont pas moins à l'origine de pertes économiques conséquentes comme en témoigne l'enquête réalisée à la demande du Congrès des USA (US Congress, OTA, 1993). Cette enquête, critiquable à divers égards, a le mérite de fixer des ordres de grandeur réputés valides et estime le coût cumulé occasionné à l'économie des États-Unis à 97 milliards de dollars US et son coût annuel actuel, en augmentation constante, à plus d'un milliard de dollars US. Le coût « écologique » ou environnemental n'est pas pris en compte dans ces estimations en raison des difficultés à en réaliser l'évaluation marchande.

La nature des conséquences environnementales, au sens large du terme, en rapport avec l'introduction d'espèces exogènes est cependant connue. La plus évidente et la mieux documentée concerne le déclin des effectifs d'espèces autochtones allant jusqu'à leur extinction ; moins documentées sont les modifications irréversibles des mécanismes régissant le fonctionnement des écosystèmes hôtes et les conséquences à terme quant à leur résilience après intervention.

Cependant, un exemple souvent cité car présentant un caractère d'exemplarité à bien des égards, est celui de la très récente (1954 et 1957) introduction de la Perche du Nil (*Lates niloticus*) dans le Lac Victoria (68 000 km²) qui hébergeait à l'époque un peuplement de plus de 300 espèces de Cichlidae (*Haplochromis*) dont 99 % d'endémiques (Witte *et al.*, 1992 ; 1995). Dans les années 1970, la pêche de ce lac débarquait environ 100 000 T de poissons, pour l'essentiel des haplo-

Nombre cumulé
d'espèces introduites



Faune de vertébrés indigènes

- 43 espèces de Poissons (+7?) dont 16 endémiques
 - 0 espèces d'Amphibiens
 - 48 espèces de Squamates dont 41 endémiques
 - 116 espèces d'Oiseaux nicheurs dont 18 endémiques
 - 9 espèces de Mammifères (Chiroptères) dont 6 endémiques
- 216 espèces

Figure 1. — Evolution temporelle de la fréquence d'introduction de vertébrés en Nouvelle-Calédonie selon trois catégories de motivations.
Ne sont prises en compte que les espèces installées dans le milieu naturel ou constituant des populations viables maintenues en semi-captivité (d'après Gargominy *et al.*, 1996).

chromines. A la fin des années 1980, ces débarquements s'élevaient à 500 000 T dont 300 000 T de Perches du Nil et 200 000 T de Tilapia (*Oreochromis niloticus*), autre espèce introduite, et d'une espèce autochtone. A cette même époque, 200 espèces d'*Haplochromis* étaient considérées comme éteintes et la majorité des populations des 100 restantes, comme fortement dégradées. Ces extinctions ont eu pour conséquence une simplification drastique de la chaîne trophique de l'écosystème lacustre (Lévêque, 1997) entraînant une cascade de modifications dans l'environnement immédiat du lac (entre autres : augmentation massive de la population d'hirondelles d'après Sutherland (1992 *in* Lévêque 1997) et changement du régime alimentaire du martin-pêcheur d'après Wanink & Goudswaard (1994 *in* Lévêque 1997). Cette introduction est considérée par certains comme un succès technique car ayant autorisé une très rapide progression du tonnage débarqué d'un produit à forte valeur commerciale. D'autres la considèrent comme

une catastrophe écologique majeure, d'une part en raison de la perte de diversité spécifique enregistrée, d'autre part en raison des profondes modifications infligées au fonctionnement de l'écosystème lacustre qui, très simplifié, est considéré comme devenu maintenant très vulnérable à un nombre croissant de formes d'agressions.

En plus des conséquences évoquées ci-dessus, les progrès récents en virologie, bactériologie et parasitologie semblent indiquer que l'introduction d'espèces hôtes allochtones, outre son rôle potentiel connu de dissémination de pathogènes, ne serait pas étrangère à une accélération des processus de constitution de nouveaux couples pérennes hôte-pathogène dont il est difficile d'évaluer actuellement les conséquences pour la santé humaine, vétérinaire et pour la faune sauvage (Pascal *et al.*, 1997).

ÉVOLUTION DES MOTIVATIONS DES OPÉRATIONS D'ÉRADICATION

Les écosystèmes insulaires, réputés abriter des communautés animales et végétales peu diversifiées par rapport aux milieux continentaux équivalents, souvent disharmoniques et caractérisées par de forts taux d'endémisme (Mueller-Dombois, 1992 ; Nunn, 1994), ont rapidement été identifiés comme extrêmement vulnérables à la présence de l'Homme (Steadman, 1995) et particulièrement aux introductions d'exogènes. Ainsi, à titre d'exemple, ils ont été le siège de 90 % des disparitions documentées d'espèces aviaires enregistrées depuis 1600, et ceci, pour 30 % des cas, à la suite de la seule introduction d'exogènes (WCMC, 1992), cause considérée par Diamond (1989) comme la seconde à l'origine des disparitions d'espèces à l'échelle du globe après la destruction des habitats.

Par ailleurs, les îles constituent, pour nombre d'entre elles, des entités géographiques bien isolées des masses continentales et de surface réduite. Pour ces raisons elles furent très tôt perçues comme des sites où il n'apparaissait pas totalement illusoire de réaliser avec succès l'éradication d'une espèce (Chapuis *et al.*, 1995).

Tout comme les mobiles qui ont présidé aux introductions, la nature des raisons à l'origine d'entreprises d'éradications est variée : santé publique, agriculture et élevage et, plus récemment, préoccupations environnementales.

À notre connaissance, le témoignage le plus ancien d'une éradication programmée et réussie a pour mobile la santé publique et porte sur la population insulaire d'un Diptère : la Glossine (Lapessonnier, 1988). Ce vecteur de la maladie du sommeil aurait été introduit vers 1825 dans l'île de Principe (126 km²), au large de la côte occidentale d'Afrique, où le premier cas de tripanosomiase humaine fut identifié en 1871. La parasitose réduisit la population de l'île qui comptait 3 000 âmes en 1885, à 350 dès 1907. Entre 1911 et 1914, sous la direction du médecin portugais Bruto da Costa, quatre personnes éradiquèrent la Glossine par piégeage. Ce n'est qu'en mai 1956 qu'elle fut à nouveau identifiée sur l'île. Une campagne de piégeage de deux mois permit de l'éliminer à nouveau et produisit près de 67 000 captures. On peut tirer trois conclusions de fond de cet exemple historique : l'éradication d'une espèce d'un territoire isolé que constitue une île est possible, nullement définitive et, en dépit de la connaissance du risque induit par la présence de la Glossine, le diagnostic de sa seconde introduction ne fut réalisé que tardivement.

C'est la même motivation qui a présidé à l'éradication du paludisme de la Corse, de l'Italie, et du sud de la France par l'armée américaine au lendemain de la seconde guerre mondiale. Dans ce cas, l'éradication des Plasmodiums par élimination de ses vecteurs, les anophèles, fut réalisée non seulement sur des territoires insulaires, mais aussi sur des domaines continentaux.

Plus récemment, le cas exemplaire de l'éradication du Ragondin (*Myocastor coypus*) de la Grande-Bretagne relève de préoccupations essentiellement agronomiques. Cette espèce, introduite au début du siècle, comptait près de 200 000 individus en 1962, et fut l'objet cette année là d'une large campagne de lutte qui permit la destruction de quelque 100 000 ragondins sans conséquences notables à l'échelle de la population (Norris, 1967a, 1967b). En 1980, un programme d'éradication fut établi sur le long terme. Il se solda par l'élimination totale de l'espèce en 1987 (Gosling & Baker, 1987, 1989 ; Gosling, 1989). De l'avis de ses promoteurs, ce succès, obtenu sur un vaste territoire, est dû à la perception aiguë des problèmes générés par cet exogène de la part des décideurs politiques et financiers, de l'élaboration d'une stratégie globale et à long terme, fondée entre autres, sur une connaissance fine de l'histoire naturelle de la population locale de ragondins.

L'exemple de la Nouvelle-Zélande, particulièrement riche et documenté, permet l'appréciation à une échelle locale de l'évolution des motivations à l'origine d'opérations d'éradication (Fig. 2). Ce pays héberge une riche faune de vertébrés récemment introduits qui fait l'objet d'une attention toute particulière de la part de ses gestionnaires. Le *Department of Conservation* (DoC) a réalisé l'inventaire des opérations d'éradication tentées à ce jour à l'encontre de mammifères exogènes, quel qu'en soit le résultat. Cet inventaire, fondé sur l'analyse bibliographique (Moors, 1985 ; Veitch & Bell, 1990 ; Mac Fadden 1992a, 1992b ; Crouchley, 1993, pour l'essentiel), et un ensemble d'informations validées (Ian Mac Fadden, comm. pers.), faisait état, fin 1995, de 161 tentatives d'éradication de populations mammaliennes, toutes menées en milieu insulaire, dont 113 couronnées de succès. Les plus anciens succès portent sur des espèces de grande taille, Chèvre (*Capra hircus*) en 1916, Bovin (*Bos taurus*) en 1917, Porc (*Sus scrofa*) en 1936, mais aussi sur des espèces de petite taille : Chat (*Felis catus*) en 1925, Lapin (*Oryctolagus cuniculus*) en 1945, Hermine (*Mustela erminea*) en 1955. Si la motivation agronomique semble avoir été prépondérante pour entreprendre l'élimination des grands mammifères exogènes (compétition trophique avec le cheptel d'élevage, dégradation des sols, prédation sur les poulaillers...), on ne peut être aussi catégorique pour les opérations qui ont conduit à l'élimination de populations de petits carnivores comme l'Hermine. Quoi qu'il en soit, la littérature indique que c'est en 1960 que débute en Nouvelle-Zélande l'ère des éradications programmées dans un but environnemental avec les travaux de Don Merton (Moors, 1985). Vingt-sept tentatives d'éradication sont recensées pour la période précédant 1960, et 134 pour celle lui succédant (1960-1995). S'il n'est pas possible de réaliser une répartition précise de chacune de ces opérations en fonction des motivations, il est à noter que parmi les 134 opérations récentes, figurent les 80 tentatives menées à l'encontre de rongeurs, cibles privilégiées des gestionnaires de l'environnement et que de nombreuses sont celles réalisées sous l'autorité du DoC. Ces données suggèrent qu'en Nouvelle-Zélande, la quasi totalité des opérations d'éradication entreprises ces 35 dernières années l'ont été pour des motivations environnementales.

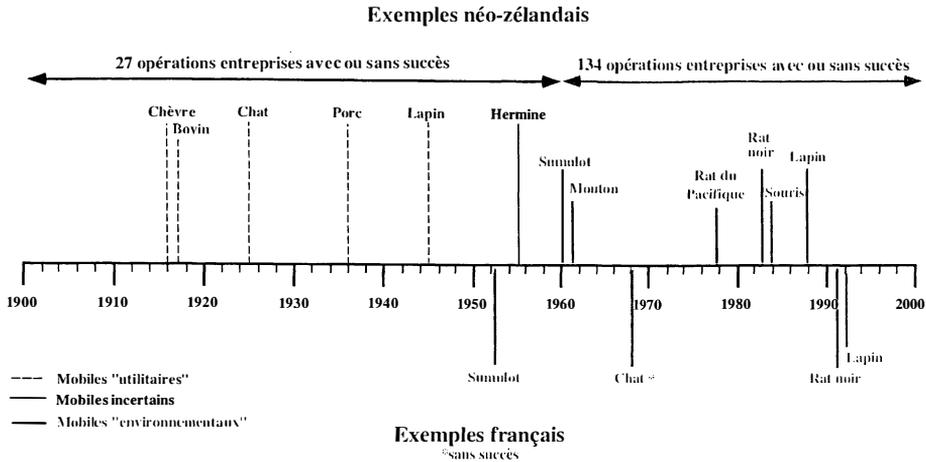


Figure 2. — Évolution temporelle des mobiles sous-tendant les opérations d'éradication de populations animales en milieux insulaires : exemples néo-zélandais et français. Dates de la première opération recensée à l'égard d'une espèce et menée avec succès (d'après Derenne 1972, 1976 ; Pascal 1980 ; Moors 1985 ; Veitch & Bell 1990 ; Mc Fadden 1992a, 1992b ; Thibault 1992 ; Crouchley 1993 ; Chapuis & Barnaud 1995 ; Dheilly, 1995 ; Pascal *et al.*, 1996a).

À notre connaissance, la première référence française dans le domaine des éradications à but environnemental concerne l'élimination dans les années 1951-52 de la population de surmulots de l'Île Rouzic (Dheilly, 1995 ; Pascal *et al.*, 1996a). Cependant, comme en Nouvelle-Zélande, c'est dans les années soixante que furent entreprises les premières tentatives d'élimination du Chat haret aux îles Kerguelen (Derenne, 1972, 1976 ; Pascal, 1980), et seulement à la fin des années 1980 que de nouveaux projets se concrétisèrent (Rat noir, *Rattus rattus* ; Thibault, 1992 ; Lapin : Chapuis & Barnaud, 1995 ; Surmulot : Pascal *et al.*, 1996a).

Ainsi, les opérations d'éradication à but environnemental débutent dans les années 1950, s'intensifient dans les années 1960, et se généralisent dans les années 1980. Elles constituent actuellement la quasi totalité des opérations d'éradication d'allochtones et se situent toutes, à notre connaissance, en milieu insulaire. Les Mammifères constituent le taxon cible de ces opérations. Parmi ceux-ci, les Rongeurs commensaux du genre *Rattus*, introduits dans 82 % des îles du monde (Atkinson, 1985), ont fait l'objet de l'essentiel des interventions, le Lapin, espèce férale, ayant une place secondaire en dépit de son introduction dans plus de 800 îles à travers le monde (Flux, 1994), et de son important impact dans les écosystèmes colonisés (Williams *et al.*, 1995).

L'évolution des motivations a engendré une profonde modification de la conception des opérations d'éradication. Par le passé, leur entreprise, sous-tendue par des motivations agronomiques ou de santé publique, n'était conditionnée que par l'instruction d'un dossier technique dévolu pour l'essentiel aux processus devant conduire à l'élimination de l'espèce cible. L'instruction des opérations récentes, générées par des préoccupations environnementales, dépasse l'élaboration de ce dossier technique qui ne prend en considération qu'un nombre réduit d'interactions interspécifiques. Elle développe une démarche délibérément plus

holistique. Cette démarche, conséquence de la prise en compte du principe de précaution évoqué très tôt dans ce domaine (*i.e.* : Towns *et al.*, 1990), est justifiée, entre autres, par la fréquente mise en évidence, suite à l'élimination d'une espèce allochtone, de répercussions imprévues, et souvent imprévisibles à la lumière des connaissances disponibles au moment de la prise de décision (*i.e.* Pascal *et al.*, 1998). En conséquence, dans l'état actuel des connaissances, une éradication devrait être considérée non seulement comme une opération de gestion, mais aussi comme une expérience à part entière :

— En tant qu'expérience, sa conduite doit être rigoureuse afin de fournir des conclusions fondées et généralisables. La démarche comparative, la plus adaptée à ce type d'expérience, impose de disposer de l'état initial du système étudié, décrit par la valeur d'une série de variables jugées *a priori* pertinentes et qui feront l'objet d'un suivi après éradication.

— En tant qu'opération de gestion, elle doit mobiliser les compétences des gestionnaires qui auront, en règle générale, la mission de réaliser une bonne partie des actions relevant de l'éradication et des suivis à long terme, mais aussi, celle, souvent délicate, de gérer au quotidien l'information du public dont l'adhésion au projet est très souvent une condition indispensable à son succès et surtout à sa pérennité (Barnaud & Chapuis, 1996).

Dans une large mesure, le succès d'une éradication repose donc sur la mobilisation simultanée des compétences de gestionnaires et de scientifiques de diverses disciplines. C'est cette conception qui a guidé la démarche empruntée pour décider, et techniquement réaliser, l'éradication des populations de surmulots de 10 îles de 3 archipels des côtes de Bretagne entre 1994 et 1996 (Pascal *et al.*, 1996a,b), et celles de lapins de 3 îles de l'Archipel de Kerguelen (1992-1999) (Chapuis, 1995 ; Chapuis & Barnaud, 1995 ; Chapuis *et al.*, 1995).

Pour répondre au souhait des organisateurs du colloque de disposer d'un document à valeur didactique, la structure adoptée dans la suite du document est volontairement schématique et en grande partie dépourvue de références. L'énoncé de chaque rubrique à prendre en compte dans la perspective de réaliser une opération d'éradication est accompagné d'un ensemble de questions que cette instruction est sensée éclairer. Cet ensemble de rubriques et questions n'a pas la prétention d'être exhaustif. Cependant, à la lumière de nos expériences, il représente celui le plus fréquemment évoqué.

L'ordre des rubriques a une certaine valeur chronologique qui n'est cependant pas absolue. A titre d'exemple, il sera vraisemblablement profitable d'en instruire certaines simultanément à la lumière des connaissances locales et internationales.

PRÉALABLE À UNE OPÉRATION D'ÉRADICATION DE MAMMIFÈRES ALLOCHTONES

Les opérations d'éradication développées dans le cadre de préoccupations environnementales limitent leurs cibles aux espèces introduites, fortuitement ou volontairement.

AGIR OU NE PAS AGIR ?

En préalable à toute éradication, il est essentiel d'apprécier en premier lieu si l'opération projetée n'engendrera pas plus de dommages que de bénéfices. En particulier, on s'abstiendra d'intervenir (Usher, 1989) quand l'allochtone :

— remplit des fonctions écologiques importantes qui ne sont plus assurées par des espèces indigènes, disparues ;

— 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 ;

— permet, par son impact, le maintien de communautés spécifiques à caractère patrimonial.

Si ce premier niveau d'analyse aboutit à la conclusion que l'élimination de l'allochtone ne devrait pas conduire à des perturbations plus perverses que son maintien, il s'agira de répondre avec toute la précision possible à trois questions :

— Quels sont les attendus de l'opération ?

— Quels sont les risques potentiels de l'opération ?

— Quelle est la probabilité de succès de l'opération ?

Dans cette perspective, nous suggérons d'instruire quatre rubriques : l'histoire de l'introduction de ou des espèces allochtones, les caractéristiques du milieu d'accueil, les modalités de l'intervention, et les modalités de suivi de l'opération.

L'HISTOIRE DE L'INTRODUCTION

Les acteurs, souvent obnubilés par les effets d'une espèce introduite particulière, font l'impasse sur l'indispensable inventaire exhaustif du cortège d'allochtones, tant végétales qu'animales. Tenant compte de ce qui précède, dans toute la mesure du possible, il s'agira d'établir :

— la ou les dates d'introduction de l'espèce, qu'elles soient ou non suivies d'installation,

— l'origine et la composition du ou des groupes fondateurs,

— le caractère volontaire ou fortuit de l'introduction,

— l'évolution historique de la composition spécifique des peuplements et des effectifs des populations autochtones, et les éventuelles corrélations entre cette évolution et les dates d'introduction des allochtones ;

afin de répondre aux questions suivantes :

— L'Homme a-t-il été à l'origine de l'introduction ?

— Si l'introduction a été volontaire, ses raisons sont-elles toujours d'actualité et, si oui, jusqu'à quel point ?

— Compte tenu du temps écoulé depuis l'introduction, de la composition (origine simple ou multiple, sex-ratio...) et de l'effectif des fondateurs, peut-on supposer l'émergence d'une originalité génétique, comportementale... de la population introduite par rapport à la population originelle ?

— Dans quelle mesure la ou les espèces introduites incriminées sont-elles, seules ou en synergies, responsables de la disparition et/ou de la réduction de l'effectif de populations autochtones ?

— Des modifications environnementales interférant sur les populations autochtones ont-elles facilité l'installation et le développement des allochtones ?

La situation particulière d'un archipel comportant des îles dotées à l'origine des mêmes peuplements autochtones mais hébergeant des peuplements allochtones différents, facilite, par la démarche comparative, l'instruction de cette question à la condition toutefois d'élargir l'analyse à l'ensemble de l'archipel ou à une portion significative de ses îles. Par ailleurs, la persistance sur certaines îles d'un archipel d'espèces autochtones éliminées sur d'autres îles induit la question, rarement abordée lors de l'élaboration du projet d'éradication mais survenant souvent en cas de succès, de l'éventuelle réinvasion spontanée de ces autochtones.

DESCRIPTION DU MILIEU D'ACCUEIL, « L'ÉTAT 0 »

Disposer d'une description précise du milieu avant intervention (composition spécifique des peuplements, estimation de l'effectif des populations, nature des interactions entre espèces...) est une étape indispensable permettant d'évaluer la pertinence de l'opération et d'apprécier *a priori* comme *a posteriori* ses répercussions sur l'écosystème dans sa globalité. La mise en perspective de ces connaissances locales par rapport à celles relatives à des échelles régionales ou mondiales permet de répondre tout d'abord à la question : l'éradication projetée a-t-elle une portée locale, régionale ou mondiale ?

Par ailleurs, la nature des informations à collecter dépendra étroitement de la fonction écologique de la ou des espèces cibles et leur analyse devrait permettre de répondre pour le moins à deux questions :

— Par quels mécanismes les espèces introduites interfèrent-elles avec les autochtones (prédation, compétition, abrutissement, parasitisme...) ?

— En cas d'introductions multiples, par quels mécanismes les espèces introduites interfèrent-elles entre elles ?

LES MODALITÉS DE L'INTERVENTION

Arrêter les modalités d'une opération d'éradication suppose la réponse à trois questions essentielles : où, quand et comment ?

Où ?

Quelle est l'entité géographique sur laquelle doit porter l'opération afin d'en maximiser les chances de succès d'une part, et la pérennité de ce succès d'autre part ? A titre d'exemple, dans le cas d'un archipel, peut-on limiter l'opération à l'une de ses îles ou doit-on prendre en considération une partie ou la totalité d'entre elles ?

Quand ?

Quelles périodes du cycle annuel seraient les plus favorables à l'exécution de l'opération d'éradication, ceci en relation avec la biologie de l'espèce cible, mais aussi avec l'impact négatif susceptible d'être occasionné par cette opération aux autres espèces ?

Comment ?

Quelles stratégies (une seule méthode de lutte ? lutte intégrée ?) et quels moyens de lutte (lutte chimique, lutte physique, lutte biologique ?) seraient les plus efficaces ?

Quel degré d'innocuité présentent les méthodes et techniques qu'il est envisagé d'employer à l'égard des espèces autochtones ?

En cas d'usage de toxiques et si leur emploi doit être répété, peut-il être à l'origine d'une sélection d'individus résistants ?

Dans le cas de l'existence d'une forte dépendance entre plusieurs espèces introduites dans une même localité, doit-on procéder à des éradications simultanées ou de façon échelonnée ? Et, dans ce dernier cas, dans quel ordre ?

Quelles mesures techniques prendre pour prévenir la réinstallation de l'espèce cible ?

LES MODALITÉS DE SUIVI DE L'OPÉRATION

Il s'agit de répondre ici à quatre types de questions :

— Quelles variables sélectionner pour évaluer les conséquences de l'opération d'éradication, au niveau des espèces, des communautés et, plus largement, des systèmes écologiques ?

— Quelles sont les fréquences d'observation et leur durée nécessaires à la mise en évidence de l'impact généré par l'élimination de l'allochtone ?

— Quelles sont les compétences (scientifiques et opérationnelles) nécessaires à ce suivi ?

— Quelles sont les « garanties » financières autorisant ce suivi jusqu'à son terme ?

Lors de la mise en place des modalités de suivi, les acteurs sont souvent tentés de limiter leurs efforts d'acquisition de connaissances *pre* et *post* éradication à un nombre réduit d'espèces autochtones, celles réputées localement les plus vulnérables aux espèces introduites cibles. L'argument avancé pour défendre ce point de vue est qu'il n'est guère réaliste d'espérer accéder à une connaissance exhaustive de la composition faunistique et floristique de tous les sites sur lesquels des opérations d'éradication sont projetées. Le corollaire à cet argument est qu'il n'est guère raisonnable de tergiverser en la matière et qu'il s'agit d'urgence. Ces arguments ne sont pas totalement dénués de fondements. Ils sont cependant à relativiser à la lumière d'un aphorisme emprunté à la médecine à savoir que, dans l'immense majorité des cas, il n'y a pas d'urgence mais des gens pressés. Il ne s'agit pas ici de prôner en préalable à toute opération d'éradication la connaissance exhaustive de la composition faunistique et floristique du site et des interactions entre espèces. Il s'agit plutôt de réserver l'avenir. Pour cela, l'analyse de la littérature sur les conséquences des éradications est instructive, mais souvent insuffisante. En effet, suite à une éradication, des conséquences imprévues sont souvent identifiées. Cependant, en l'absence de point zéro, elles ne peuvent être établies avec la rigueur requise par la science académique. Elles ne font donc pas l'objet de publications. L'accès à cette riche connaissance « grise » nécessite en général de passer directement par des réseaux d'experts. Cette consultation incite souvent à élargir le nombre de taxons à prendre en compte pour tenter une évaluation globale et plus précise de l'impact d'une éradication.

DEUX EXEMPLES RÉCENTS D'ÉRADICATION

Parmi les opérations d'éradication d'allochtones réalisées sur le territoire français, nous avons choisi de développer deux exemples récents : l'élimination du Surmulot d'îles bretonnes et l'élimination du Lapin d'îles de l'Archipel de Kerguelen.

Si ces deux opérations relèvent d'une préoccupation commune de restauration écologique d'îles dégradées, elles diffèrent par leur origine : les opérations réalisées en Bretagne ont été initiées à la demande de gestionnaires, alors que celles effectuées à Kerguelen l'ont été sous l'impulsion de la communauté scientifique.

ÉRADICATION DES POPULATIONS DE SURMULOTS DE DIX ÎLES BRETONNES

Le projet d'éradication des populations de surmulots de 10 îles de trois archipels bretons a été élaboré dans la perspective de restaurer la riche avifaune marine de ces sites bénéficiant d'un fort statut de protection. Initié en 1992, le projet a débuté par l'inventaire par capture des faunes mammaliennes insulaires (Pascal *et al.*, 1994) et par l'élaboration d'une stratégie générale (Pascal *et al.*, 1996a ; 1996b). Il s'est concrétisé par les opérations d'éradication conduites en 1994 pour les îles de l'Archipel des Rimains et celles de l'Archipel des Sept-Îles et en 1996 pour celles de l'Archipel de Molène.

Conçues comme des expériences à part entière, ces opérations cherchent à établir *a posteriori* l'impact de la présence du Surmulot sur les avifaunes marines et terrestres mais aussi sur les communautés de micromammifères autochtones, d'ecto- et d'endoparasites, et sur la présence et le niveau de pathogénicité de bactéries du groupe *Leptospira*.

Modalités d'intervention : où, quand, comment ?

Il a été choisi de traiter simultanément des ensembles d'îles d'un même archipel proches géographiquement (deux îles représentant une surface de 3 ha pour l'Archipel des Rimains ; sept îles et îlots représentant une surface totale de 50 ha pour l'Archipel des Sept-Îles ; deux îles représentant une surface totale de 20 ha pour l'Archipel de Molène) afin de minimiser la probabilité de recolonisation spontanée par proximité.

Les opérations ont été réalisées en septembre-octobre, période du cycle annuel pendant laquelle les populations nicheuses d'oiseaux marins ont quitté les îles et où les conditions météorologiques sont encore suffisamment clémentes pour y accéder.

Afin d'augmenter la probabilité de succès, de réduire le temps d'intervention et de minimiser le flux de toxique dans la chaîne trophique, il a été retenu d'utiliser en synergie deux techniques de lutte, le piégeage non vulnérant et la lutte chimique, cette dernière étant différée par rapport à la première (Fig. 3). Le choix des appâts, du toxique, et les caractéristiques géométriques de la grille de postes de piégeages-appâtages a été fondé sur un ensemble d'informations issues de la bibliographie, d'enquêtes locales et d'expériences préalables.

Résultats

● *Efficacité des opérations :*

- . Les éradications ont été obtenues en 16 jours.
- . Le système de piégeage a permis la capture de 85 à 100 % des populations de rongeurs en moins de 10 jours limitant dans les mêmes proportions le flux de toxique (chlorophacinone 50 ppm sur blé entier) dans la chaîne trophique et produisant un échantillon biologique de grand intérêt pour diverses disciplines.

**Une stratégie d'éradication d'une espèce exogène en milieu insulaire :
celle mise en place avec succès pour éliminer les Surmulots de 10 îles de 3 archipels bretons.**

Choix d'une démarche de lutte intégrée

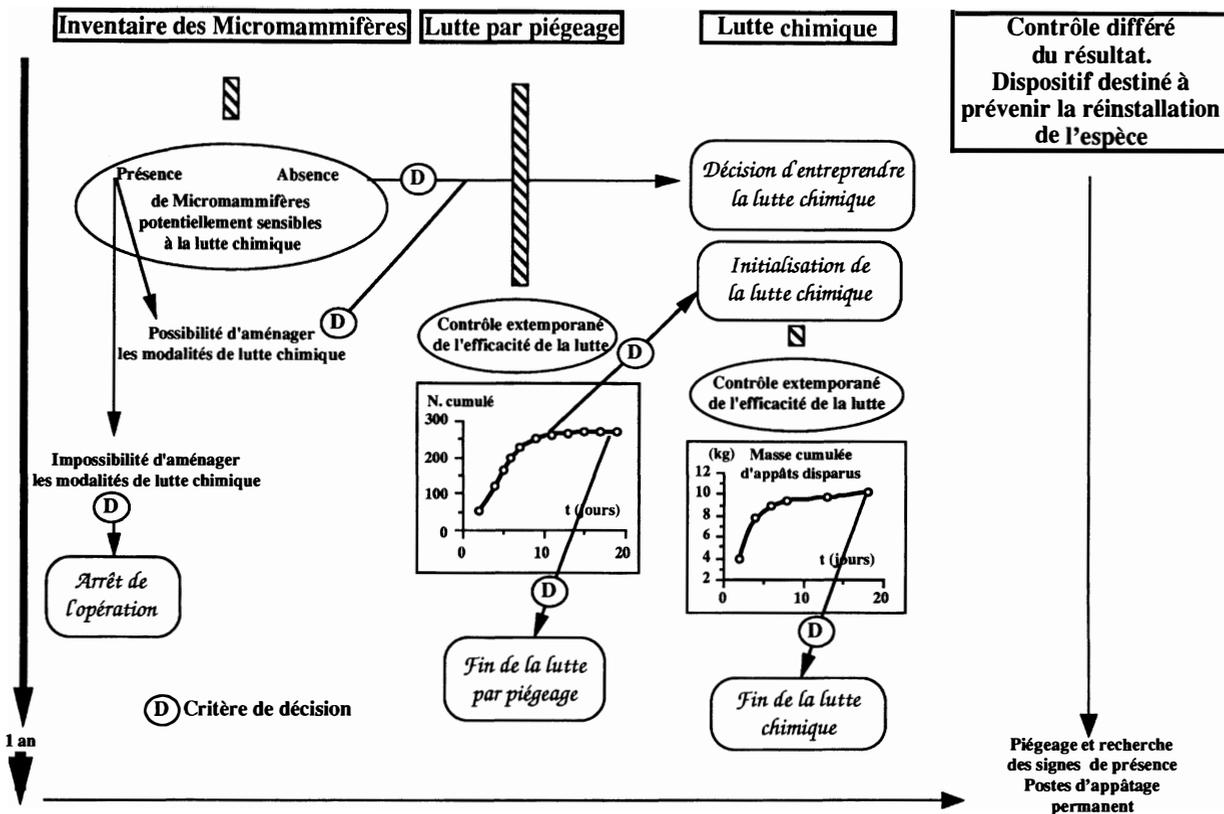


Figure 3. — Organigramme des opérations entreprises dans le but d'éradiquer *Rattus norvegicus* de 10 îles de trois archipels bretons.

. En dépit d'un dispositif peu performant destiné à prévenir la réinstallation de l'espèce cible, celle-ci n'a plus été signalée sur ces îles depuis 4 ans pour les opérations les plus anciennes.

● *Conséquences de l'opération sur les espèces non cibles :*

L'impact sur les espèces non cibles (uniquement intervenu lors de l'opération menée sur les Sept-Îles : 87 captures de 5 espèces de passereaux autochtones dont 48 libérés en bon état, et intoxication de lapins allochtones suite au déversement des appâts de leur tubes protecteurs par des touristes) a été jugé minime par l'ensemble des gestionnaires et n'a pas eu de répercussions perceptibles l'année qui a suivi l'éradication.

● *Premiers résultats du suivi après intervention :*

L'essentiel du suivi programmé a porté sur plusieurs espèces de l'avifaune marine et terrestre et a été fondé sur le dénombrement des couples nicheurs. Des données analogues collectées sur des îles voisines n'ayant pas fait l'objet de manipulation servent de référence. Par ailleurs, des expériences complémentaires *post* éradication ont permis l'identification d'effets non prévus engendrés par l'élimination du Rongeur.

Conséquences sur l'avifaune :

Quatre ans après éradication, le nombre de couples nicheurs des différentes espèces d'oiseaux marins pris en considération dans le suivi n'a pas évolué significativement par rapport à des populations-témoins présentes sur des îles de référence.

Sur 2 îles (Trielen et îlot Chrétien) où le suivi d'une fraction du peuplement d'oiseaux terrestres a été réalisé, 3 espèces ont vu leur effectif de couples nicheurs augmenter significativement deux ans après éradication.

Conséquences non prévues :

Sur l'île Bono (Archipel des Sept-Îles), quatre ans et cinq ans après éradication du Surmulot, l'indice de densité de la forme insulaire autochtone de la musaraigne *Crocidura suaveolens* a été multiplié respectivement par 16,4 et 20,2. Sa répartition spatiale, restreinte initialement au quart SE de l'île couvre actuellement la totalité de sa superficie. Certaines zones de forte densité coïncident avec des zones où le Rongeur était en forte densité. Deux îlots voisins ont été colonisés spontanément par l'insectivore (Pascal *et al.*, 1998).

Le Pétrel Océanite, le Puffin des Anglais, la Sterne Pierregarin et la Sterne Caugek, absents initialement des îles traitées, sont venus se reproduire sur certaines d'entre elles depuis éradication.

La population d'Orvet de l'île Bono s'est considérablement accrue sans qu'il soit possible de quantifier le phénomène en raison d'absence de données initiales.

ÉRADICATION DU LAPIN DE TROIS ÎLES DE L'ARCHIPEL DE KERGUELEN

Le projet d'éradication du Lapin de trois îles de l'Archipel de Kerguelen a été construit dans une perspective de restauration écologique de milieux à grande valeur patrimoniale, dégradés par l'introduction de cette espèce.

Le programme, initié en 1992 (Chapuis, 1995), fait suite à l'étude de l'impact de ce vertébré herbivore introduit en 1874 dans un milieu dépourvu de mammifères terrestres, et à des travaux en biologie de populations dont l'un des objectifs était de mettre en évidence les facteurs de régulation des populations dans les conditions de Kerguelen (Boussès, 1991 ; Boussès *et al.*, 1987 ; Boussès & Chapuis, 1998 ; Chapuis & Boussès, 1989, Chapuis *et al.*, 1994).

Outre la restauration écologique d'îles de cet archipel, le programme a été conçu comme une expérimentation destinée à préciser l'impact du lapin et son rôle dans le fonctionnement des systèmes écologiques, à analyser après intervention les mécanismes de recolonisation des espèces disparues ou très localisées, à étudier les relations interspécifiques entre les espèces végétales autochtones et allochtones (compétition, facilitation...), et à déterminer les capacités de restauration de ces milieux selon leur stade de dégradation.

Modalités d'intervention : où, quand, comment ?

Le choix des îles à traiter a été fondé d'abord sur leur superficie (150 ha environ) afin d'augmenter les chances de succès de l'opération, puis sur leur représentation en termes de dégradation afin d'apprécier la résilience des systèmes écologiques dans différentes situations de dégradation (élimination totale de certaines espèces végétales clés vs présence de ces espèces sur des sites refuges par exemple). Dans deux des trois îles traitées, leur isolement naturel les mettait à l'abri d'une recolonisation spontanée par le Lapin. Dans la troisième île, choisie en raison de la présence du Chat, une barrière artificielle a été mise en place pour empêcher la recolonisation par le Lapin.

Sur chacune des îles, la description de l'état "zéro" a été effectuée au cours de l'année précédant l'opération d'empoisonnement : description et cartographie des sols, de la végétation ; caractérisation des peuplements d'invertébrés, d'oiseaux marins (notamment les pétrels et prions à nidification hypogée) ; estimation de l'effectif des populations de mammifères introduits (lapins et éventuellement autres mammifères introduits : souris, chats). L'opération d'empoisonnement a été effectuée au cours de l'hiver, période à faible disponibilité alimentaire pour les lapins, marquée par l'absence du Skua (oiseau prédateur, candidat potentiel à des intoxications indirectes) et par la fréquence des chutes de neige facilitant la localisation des lapins.

L'absence ou la rareté des vertébrés autochtones omnivores et carnivores sensibles aux anticoagulants a conduit à opter pour la lutte chimique au moyen de blé préalablement stérilisé afin de prévenir toute introduction d'espèces (blé, mais aussi adventices), enduit d'une solution huileuse de chlorophacinone (0,05 g de matière active par kg d'appât).

Résultats

● *Efficacité des opérations :*

Les opérations, réalisées en 1992, 1994 et 1997 sur les îles Verte, Guillou, et aux Cochons, ont nécessité l'emploi, respectivement, de 1,2 T, 1,5 T, et 1,6 T d'appâts. D'une superficie de 150, 145 et 155 ha, ces îles hébergeaient avant éradication des effectifs de lapins compris selon les îles entre 1 300 et 2 100 in-

dividus. Dans les 15 à 20 jours suivant la distribution des appâts, 90 % d'entre eux ont été éliminés, et 95 à 99 % à l'échéance d'un mois. Sur les îles Verte et Guillou, deux individus ont survécu à l'empoisonnement. Ils ont été éliminés par tir au cours de l'année (Guillou) ou des deux années suivantes (Verte). Dans le cas de l'île aux Cochons, de la trentaine d'individus survivants à la fin de l'hiver 1997, dix-neuf ont été éliminés par tir au printemps. La lutte chimique réalisée durant l'hiver 1998 n'a pas permis l'élimination totale des survivants qui, s'étant reproduits, constituent actuellement une petite population de 100 à 200 individus. Une troisième phase d'empoisonnement de grande envergure (utilisation d'une tonne d'appât) est prévue au cours l'hiver austral 1999.

● *Conséquences de l'opération sur les espèces non cibles :*

La recherche systématique des cadavres d'oiseaux durant les phases d'empoisonnement a permis de collecter, pour l'ensemble des trois îles, 14 Goélands dominicains (*Larus dominicanus*), 5 Canards d'Eaton (*Anas eatoni*) et deux Becs-en-fourreau (*Chionis minor*) victimes d'un empoisonnement direct. Cet impact est jugé négligeable compte tenu de l'effectif local de leur population (3 à 5 000 couples pour le Goéland dominicain et pour le Bec-en-fourreau ; 15 à 20 000 couples pour le Canard d'Eaton, d'après Jouventin, 1989). L'effectif des populations de souris présentes sur les îles Guillou et aux Cochons a été réduit de près de 95 % dans le mois qui a suivi la distribution des appâts. Leur élimination n'a cependant pas été totale, des souris ayant été capturées dans les deux cas à partir du 7^e mois après la distribution du poison.

L'empoisonnement des lapins de l'île Guillou s'est accompagné de la disparition, par intoxication indirecte, d'environ 50 % des 15 à 20 chats haretés présents sur l'île, les individus restant ayant été éliminés par le tir.

● *Suivi après intervention :*

Les conséquences attendues (ralentissement des phénomènes d'érosion, modification des communautés végétales et animales) ont principalement orienté les protocoles du suivi. Mis en place lors de la description de l'état « 0 », ils concernent notamment le marquage de fronts d'érosion, l'évolution de la composition, de la structure et du recouvrement de la végétation (relevés phytosociologiques, lecture de végétation sur 40 à 50 transects par île), le marquage et le suivi des espèces végétales clés recolonisant les îles (Chou de Kerguelen, Azorelle), l'étude de l'évolution des peuplements d'invertébrés (piégeages mensuels) et d'oiseaux marins (dénombrement au phare, repasse sur terriers). Sur les îles Guillou et aux Cochons, l'étude de la biologie des populations de souris est effectuée par piégeages mensuels avec l'objectif également d'analyser les conséquences de la présence de cet omnivore sur les communautés d'invertébrés de ces îles en cours de restauration. Par ailleurs, des expérimentations ont été initiées sur l'île aux Cochons afin d'accélérer les successions végétales, notamment par l'ensemencement de graines de Chou de Kerguelen.

La situation particulière de l'archipel de Kerguelen, doté d'îles indemnes de mammifères introduits et d'îles occupées par un ou plusieurs vertébrés allochtones, permet par ailleurs de suivre la dynamique des communautés en fonction des modifications environnementales (cf. effets des changements climatiques) sur des îles « références ». Pour le suivi de la végétation, deux îles sont prises en compte : l'île Mayes (absence de lapins) et l'île du Cimetière (présence de lapins).

Dans les conditions de Kerguelen, où les premiers résultats laissent apparaître une vitesse de réactions des communautés végétales et animales extrêmement lente après élimination des lapins, le suivi après intervention nécessite obligatoirement des études sur le moyen terme (10 années au minimum) avant de pouvoir dégager les trajectoires d'évolution de ces milieux. De plus, ces cinq dernières années ont été marquées par des conditions climatiques estivales particulières, avec des températures élevées et des précipitations faibles ayant des répercussions importantes sur les communautés végétales et animales, et sur les interactions entre espèces autochtones et espèces introduites.

CONCLUSION

La décision de l'éradication d'une espèce relève du politique (au sens de la vie de la Cité) mais doit être fondée sur une analyse scientifique prenant en compte des informations issues de nombreux champs disciplinaires. La nature de cette décision sera d'autant plus pertinente que le dossier d'instruction de l'opération intégrant les justifications de l'intervention, les objectifs visés, les risques potentiels et la faisabilité de l'opération, sera complet et rigoureux. L'élaboration de ce dossier passe, non seulement par l'instruction des diverses rubriques évoquées précédemment et de la synthèse de cet ensemble d'informations, mais aussi par la mise en lumière d'inévitables contradictions. Il doit comporter un ensemble de scénarios et de choix techniques alternatifs intégrant l'existence de ces contradictions.

Quatre rubriques propres à chaque situation doivent être totalement instruites :

- l'ensemble des méthodes et techniques nécessaires à l'acquisition des informations pertinentes avant éradication,
- le processus d'éradication proprement dit,
- les dispositions garantissant le résultat dans le temps,
- le calendrier, les méthodes et techniques des opérations de suivi.

Ces propositions doivent être en adéquation avec les textes réglementaires européens, nationaux et locaux. Elles devront en outre, et dans toute la mesure du possible, être acceptables sur le plan éthique et tenir compte du contexte humain local.

Ce document doit l'essentiel de sa substance aux réflexions menées dans le cadre du programme de restauration écologique d'îles subantarctiques par éradication de mammifères introduits, et du réseau informel « Mammifères introduits, Biodiversité et Fonctionnement des Ecosystèmes Insulaires » constitué de scientifiques et de gestionnaires institutionnels ou appartenant à des ONG. Ce réseau a permis la réalisation concrète de la majorité des opérations d'éradication menées récemment en France et évoquées dans ce texte. Leur extension à de nouvelles espèces invasives et à de nouvelles provinces géographiques, est destinée à apprécier la potentielle généralisation des concepts, méthodes et techniques mises au point dans des îles au climat tempéré du plateau continental ou dans celles, océaniques, du domaine subantarctique.

Le cadre des opérations évoquées est purement insulaire. L'extension de la démarche à des milieux continentaux isolés et de faible superficie n'est, *a priori*, pas à exclure. La nature et l'importance de cet isolement conditionneront fort probablement le succès de ce transfert.

Enfin l'expérience acquise dans l'élaboration d'opérations d'éradication menées dans des buts environnementaux semble à même d'enrichir la réflexion dans la conduite des opérations menées avec des motivations relevant de la santé publique, de l'agriculture ou de l'élevage. Elle génère en outre des questions qui relèvent de la recherche fondamentale.

REMERCIEMENTS

Le projet « Rongeurs, Biodiversité et Milieux Insulaires » résulte d'une réflexion menée par l'ensemble de ses acteurs (14) qui, dans l'état actuel du projet, appartiennent à des institutions de recherche : Institut National de la Recherche Agronomique (2), Centre National de la Recherche Scientifique (2), Universités (2), Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris (2), Ecole Vétérinaire de Nantes (2) ; et aux organismes chargés de la gestion des îles soumises à expérimentation : Office National de la Chasse (2), Société pour l'Etude et la Protection de la Nature en Bretagne (1), Ligue pour la Protection des Oiseaux (1). Ce projet a reçu le label « Man and Biosphere » (M.A.B., février 1994) et le soutien financier du M.A.B. France (N° INRA B 00329 - § 57.20/ article 60 DIREN Bretagne), du Comité Ecologie et Gestion du Patrimoine Naturel du Ministère de l'Environnement (N° 94028), de la Direction Régionale à l'Environnement de Bretagne, et du Département du Finistère (Chapitre 961-11 § 657).

Le programme « Restauration écologique d'îles de l'archipel de Kerguelen » est réalisé au sein de l'UMR 6553 de l'Université de Rennes I, avec la collaboration de membres de cette UMR (Y. Frenot, F. Hennion, M. Lebouvier, P. Vernon), du Centre d'Etudes Biologiques de Chizé (V. Bretagnolle), du Muséum National d'Histoire naturelle (G. Barnaud), de volontaires à l'aide technique et de divers autres partenaires (INRA, ENV,...). Ce programme de l'Institut Français pour la Recherche et la Technologie Polaires (Pr. n° 276) bénéficie du soutien financier du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (programme « Recréer la Nature ») et du CNRS (GDR « Ecosystèmes polaires & Anthropisation »).

RÉFÉRENCES

- ATKINSON, I.A.E. (1985). — The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effects on island avifaunas. *ICPB Technical publication n° 3* : 35-81.
- BARNAUD, G. & CHAPUIS, J.-L. (1996). — Questions scientifiques et éthiques relatives à la restauration des systèmes insulaires. L'éradication des mammifères introduits dans les îles subantarctiques françaises. *Vie Milieu*, 46 : 291-303.
- BOUSSÈS, P. (1991). — *Biologie de population d'un vertébré phytophage introduit, le lapin (Oryctolagus cuniculus) dans les îles subantarctiques de Kerguelen*. Thèse de doctorat, Université de Rennes I, 231 p.
- BOUSSÈS, P., ARTHUR, C.-P. & CHAPUIS, J.-L. (1988). — Rôle du facteur trophique sur la biologie des populations de lapins (*Oryctolagus cuniculus* L.) des Iles Kerguelen. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 43 : 329-343.
- CATIZZONE, M., LARSSON, T.B. & SVENSSON, L. (1998). — *Understanding biodiversity*. EUR 18444, European Working Group on Research and Biodiversity, Luxembourg, 118 p.
- CHAPUIS, J.-L. (1995). — Restoration of two islands by eradication of the rabbit (Kerguelen archipelago). Pp. 157-159, in : P. Dingwal (Ed.) : *Progress in Conservation of the Subantarctic Islands*. IUCN, Gland.
- CHAPUIS, J.-L. & BARNAUD, G. (1995). — Restauration d'îles de l'archipel de Kerguelen par éradication du lapin (*Oryctolagus cuniculus*) : méthode d'intervention appliquée à l'île Verte. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 50 : 377-390.
- CHAPUIS, J.-L., BARNAUD, G., BIORET, F., LEBOUVIER, M. & PASCAL, M. (1995). — L'éradication des espèces introduites, un préalable à la restauration des milieux insulaires. Cas des îles françaises. Colloque « Recréer la Nature ». WWF/MAB/Ministère de l'Environnement. Marais d'Orx, 17-19 mai 1994. *Natures Sciences et Sociétés*, 3 (n° spécial) : 53-67.
- CROUCHLEY, D. (1993). — *Stoats on Maud Island : summary of events may 1982 - October 1993*. Department of Conservation Nelson/Malborough, Conservancy Internal Report.

- DERENNE, P. (1972). — Données crâniométriques sur le chat haret (*Felis catus*) de l'Archipel de Kerguelen. *Mammalia*, 36 : 459-481.
- DERENNE, P. (1976). — Note sur la biologie du chat haret de Kerguelen. *Mammalia*, 40 : 531-595.
- DHEILLY, L. (1995). — L'amour fou. *Le Chasse-Marée*, 86 : 66.
- DIAMOND, J. (1989). — Overview of recent extinctions. Pp. 37-41, in : D. Western & M.C. Pearl (Eds) : *Conservation for the twenty-first century*, Oxford Univ. Press, Oxford.
- DI CASTRI, F., HANSEN, A.J. & DEBUSSCHE, M. (Eds) (1990). — *Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. Kluwer Academic Publications, Dordrecht.
- DRAKE, J.A., MOONEY, H.A., DI CASTRI, F., GROVES, R.H., KRUGER, F.J., REJMANEK, M. & WILLIAMSON, M. (Eds) (1989). — *Biological Invasions, a Global Perspective*. SCOPE 37. John Wiley & Sons, Chichester.
- FLUX, J.E.C. (1994). — World distribution. Pp. 8-21, in : H.V. Thomson & C.M. King (Eds) : *The European Rabbit. The history and biology of a successful colonizer*. Oxford University Press.
- GARGOMINY, O., BOUCHET, P., PASCAL, M., JAFFRÉ, T. & TOURNEUR, J.-C. (1996). — Conséquences des introductions d'espèces animales et végétales sur la biodiversité en Nouvelle-Calédonie. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 51 : 375-402.
- GOSLING, L.M. (1989). — Extinction to order. *New Scientist* (March) : 44-49.
- GOSLING, L.M. & BAKER, S.J. (1987). — Planing and monitoring an attempt to eradicate coypus from Britain. *Symp. Zool. Soc. Lond.*, 58 : 99-113.
- GOSLING, L.M. & BAKER, S.J. (1989). — The eradication of muskrat and coypus from Britain. *Biol. J. Linnean Soc.*, 38 : 39-51.
- JOUVENTIN, P. (1989). — Importance et fragilité du patrimoine biologique des T.A.A.F. : oiseaux et mammifères. Pp. 287-293, in : L. Laubier (Ed.), *Actes du colloque sur la Recherche Française dans les Terres Australes*, Strasbourg, 14-17 sept. 1987, Comité National Français des Recherches Antarctiques, Paris.
- LAPESSONIE (1988). — *La médecine coloniale (Mythes et réalités)*. Seghers, Paris.
- LÉVÊQUE, C. (1997). — Introduction de nouvelles espèces de poissons dans les eaux douces tropicales : objectifs et conséquences. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 344/345 : 79-91.
- MACK, M.C. & D'ANTONIO, C.M. (1998). — Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology and Evolution*, 13 : 195-198.
- MC FADDEN, I. (1992a). — Eradication of Kiore (*Rattus exulans*) from Double Island, Mercury Group in northern New Zealand. *Science and Research Internal Report n° 130*. Department of Conservation, Wellington : 12 p.
- MC FADDEN, I. (1992b). — Cost effective Kiore eradication. In C.R. Veitch, M. Fitzgerald, J. Innes & E. Murphy (Eds) : *Proceeding of the national predator management workshop. Threatened Species Unit Occasional Publication n° 3*. Department of Conservation, Wellington : 31.
- MOONEY, H.A. & DRAKE, J.A. (Eds), 1986. *Ecology of biological invasions of North America and Hawaiï*. Ecological studies 58, Springer-Verlag.
- MOORS, P.J. (1985). — Norway rats (*Rattus norvegicus*) on the Noises and Motukawao islands, Hauraki Gulf, New Zealand. *N.Z. J. Ecol.*, 8 : 37-54.
- MORAT, P., JAFFRÉ, T. & VEILLON, J.M. (1995). — Grande-Terre. Pp. 529-537, in : WWF & IUCN (Eds) *Centre of plant diversity*. Vol. 2 : *Asia, Australasia and the Pacific*. IUCN Publication Unit, Cambridge, UK.
- MUELLER-DOMBOIS, D. (1992). — The formation of island ecosystems. *GeoJournal*, 28 : 293-296.
- MYERS, J.Y. (1988). — Threatened biotas : « hot spots » in tropical forests. *The environmentalist*, 8 : 127-208.
- NORRIS, J.D. (1967a). — The control of coypus (*Myocastor coypus* Molina) by cage trapping. *J. Appl. Ecol.*, 4 : 167-189.
- NORRIS, J.D. (1967b). — A campaign against feral coypus (*Myocastor coypus* Molina) in Great Britain. *J. Appl. Ecol.*, 4 : 191-199.
- NUNN, P.D. (1994). — *Oceanic Islands*. The Natural Environment Series. Blackwell, Oxford.
- PASCAL, M. (1980). — Structure et dynamique de la population de chats harets de l'Archipel des Kerguelen. *Mammalia*, 44 : 161-182.
- PASCAL, M., BIORET, F., YÉSOU, P. & D'ESCRIBENNE, L.-G. (1994). — L'inventaire des Micromammifères de la Réserve de Faune de l'Île de Béniguet (Finistère). *Gibier Faune Sauvage*, 11 : 65-81.
- PASCAL, M., STORAT, F., COSSON, J.-F. & BURIN DES ROZIERES, H. (1996a). — Éradication de populations insulaires de Surmulot (Archipel des Sept-Îles - Archipel de Cancale : Bretagne, France). *Vie Milieu*, 46 : 267- 283.

- PASCAL, M., COSSON, J.-F., BIORET, F., YÉSOU, P. & SIORAT, F. (1996b). — Réflexions sur le bien-fondé de restaurer une certaine biodiversité de milieux insulaires par l'éradication d'espèces exogènes. Cas de certains Mammifères d'îles de Bretagne (France). *Vie Milieu*, 46 : 345-354.
- PASCAL, M., PISANU, B. & BEAUCOURNU, J.-C. (1997). — Faunes parasitaires (Siphonaptères, Helminthes) des îles de la Mer d'Iroise. Workshop « *Parasitisme et Insularité* » CNRS-CEFE. Montpellier 4-5 décembre 1997 : 8 p. + 3 cartes + 3 tableaux.
- PASCAL, M., SIORAT, F. & BERNARD, F. (1998). — Intercations between norway rats and shrews in Brittany Islands. *ALIENS Newsletter of Invasive Species Specialist Group of the IUCN* (ISSN : 1173-5988) Special Survival Commission, Newsletter 8 : 7.
- STEADMAN, D.W. (1995). — Prehistoric extinctions of Pacific Island birds : biodiversity meets zooarcheology. *Science*, 267 : 1123-1131.
- THIBAUT, J.-C. (1992). — Eradication of the Brown Rat from Toro islets (Corsica) : remarks about an unwanted colonizer. *Avocetta*, 16 : 114-117.
- TOWNS, D.R., DAUGHETY, C.H. & ATKINSON, I.A.E. (Eds) (1990). — *Ecological restoration of New Zealand Islands*. Conservation Science Publication n° 2, Wellington.
- USHER, M.B. (1989). — Ecological effects of controlling invasive terrestrial vertebrates. Pp. 463-489, in : J.A. Drake *et al.* (Eds), *Biological invasions. A global perspective*, SCOPE 37, John Wiley & Sons.
- U.S. CONGRESS, Office of Technology Assessment (1993). — *Harmful non-indigenous species in the United States*. OTA-F-565. US Gov. Print. Office. Washington DC. USA.
- VEITCH, C.R. & BELL, B.D. (1990). — *Eradication of introduced animals from the islands of New-Zealand*. Conservation Sciences Publication n° 2. Dept of Conservation. Wellington.
- WILLIAMSON, M. (1997). — *Biological invasions*. Chapman & Hall, Londres.
- WILSON, E.O. (1993). — *La diversité de la Vie*. Odile Jacob, Paris.
- W.C.M.C. (World Conservation Monitoring Center) (1992). — *Global biodiversity : Status of the Earth's living resources*. Chapman & Hall, London.
- WILLIAMS, K., PARER, I., COMAN, B., BURLEY, J. & BRAYSHER, M. (1995). — *Managing vertebrate pests : Rabbits*. Australian Government Publishing Service. Canberra.
- WITTE, F., GOLDSCHMIDT, T., GOUDSWAARD, P.C., LIGTVOET, W., VAN OIJEN, M.P.J. & WANINK, J.H. (1992). — Species extinction and concomitant ecological changes in Lake Victoria. *Netherland J. Zool.*, 42 : 214- 232.
- WITTE, F., GOLDSCHMIDT, T. & WANINK, J.H. (1995). — Dynamics of the haplochromine cichlid fauna and other ecological changes in the Mwanza Gulf of Lake Victoria. Pp. 83-110, in : T.J. Pitcher & P.J.B. Hart (Eds) : *The impact of species changes in african lakes*. Chapman & Hall. London.