



**HAL**  
open science

**RÉFLEXIONS SUR LE BIEN-FONDÉ DE RÉTABLIR  
UNE CERTAINE BIODIVERSITÉ DE MILIEUX  
INSULAIRES PAR L'ÉRADICATION D'ESPÈCES  
EXOGENES** Cas de certains Mammifères d'îles de  
Bretagne (France) Alien species eradication and the  
général topic of island biodiversity restoration. The  
spécial case of Brittany island mammals

M. Pascal, J.-F. Cosson, F. Bioret, P. Yésou, F. Siorat

► **To cite this version:**

M. Pascal, J.-F. Cosson, F. Bioret, P. Yésou, F. Siorat. RÉFLEXIONS SUR LE BIEN-FONDÉ DE RÉTABLIR UNE CERTAINE BIODIVERSITÉ DE MILIEUX INSULAIRES PAR L'ÉRADICATION D'ESPÈCES EXOGENES Cas de certains Mammifères d'îles de Bretagne (France) Alien species eradication and the général topic of island biodiversity restoration. The spécial case of Brittany island mammals. *Vie et Milieu / Life & Environment*, 1996, pp.345-354. hal-03101245

**HAL Id: hal-03101245**

**<https://hal.sorbonne-universite.fr/hal-03101245v1>**

Submitted on 7 Jan 2021

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

# RÉFLEXIONS SUR LE BIEN-FONDÉ DE RÉTABLIR UNE CERTAINE BIODIVERSITÉ DE MILIEUX INSULAIRES PAR L'ÉRADICATION D'ESPÈCES EXOGÈNES Cas de certains Mammifères d'îles de Bretagne (France)

*Alien species eradication and the general topic  
of island biodiversity restoration.  
The special case of Brittany island mammals*

**M. PASCAL\***, **J.-F. COSSON\***, **F. BIORET\*\***, **P. YÉSOU\*\*\***, **F. SIORAT\*\*\*\***

\*Laboratoire de la Faune Sauvage, INRA Campus de Beaulieu, 35042 Rennes Cedex, France

\*\*Géosystèmes, URA 1518 CNRS, UBO, BP 452, 29275 Brest Cedex, France

\*\*\*CNERA Avifaune migratrice, ONC, 53, rue Russeil, 44000 Nantes, France

\*\*\*\*Station Ornithologique de l'Île Grande, LPO, 22560 Pleumeur-Bodou, France

BIOLOGIE DE LA CONSERVATION  
MILIEUX INSULAIRES  
ESPÈCES INTRODUITES  
ÉRADICATION  
RONGEURS  
MURIDES

**RÉSUMÉ.** – En préalable à la décision d'éradiquer le Surmulot (*Rattus norvegicus*) de diverses îles du littoral de Bretagne, une réflexion a été menée, destinée à apporter une réponse argumentée aux questions suivantes : Les milieux insulaires présentent-ils un intérêt particulier en terme de conservation et/ou de restauration de la biodiversité? Dans quelle mesure une espèce introduite peut-elle être considérée comme « naturalisée » et comment apprécier cet état? Sur quel(s) critère(s) fonder la décision d'éliminer une espèce exogène? Cette réflexion a tenté d'apprécier le caractère exogène de *Rattus rattus*, *R. norvegicus* et *Mus musculus* pour les écosystèmes insulaires bretons, puis celle du rôle que ces espèces y jouent afin de déterminer si elles répondaient ou non à l'un des critères énoncés par Usher (1989) puis Chapuis *et al.* (1996), imposant leur maintien. Au terme de cette réflexion, il apparaît que, dans l'état actuel de nos connaissances, la présence de la Souris, du Rat noir et du Surmulot sur les côtes bretonnes remonterait à 3 000, 2 000 et 500 ans respectivement, soit largement après l'insularisation des îles de Bretagne et que, selon toute vraisemblance, ces espèces doivent à l'Homme leur présence sur ces îles. Par ailleurs, la littérature n'évoque aucun cas laissant entendre que l'une de ces espèces occupe une situation écologique telle que l'écosystème insulaire d'accueil puisse pâtir de son élimination.

BIOLOGICAL CONSERVANCY  
ECOLOGICAL RESTORATION  
ERADICATION  
ISLAND ECOSYSTEM  
ALIEN SPECIES  
RODENTS

**ABSTRACT.** – In taking the decision whether or not to eradicate the Norway rat (*Rattus norvegicus*) from islands off the coast of Brittany in France, some aspects of the general subject of alien species eradication was examined, in an attempt to answer the following questions : What is the significance of islands for conservation and restoration of the biodiversity? Can we accept the concept of the « naturalisation » of an alien species, and if so, how do we recognize it? What are the criteria on which we base a decision to eradicate a species in place for a « long time »? It appears in conclusion that, as far as we know, the house mouse (*Mus musculus*), the ship rat (*Rattus rattus*) and the Norway rat did not reach the coast of Brittany before 3 000, 2 000 and 500 years BP respectively, that is to say, after the last Quaternary transgression which induced the insularity of the Brittany islands. Consequently, there is a great probability that the spread of these species onto Brittany islands was caused by human activity. Moreover, the literature give no evidence that any of these species fills any of the criteria quoted by Usher (1989) and Chapuis *et al.* (1996) preventing its eradication.

## I. INTRODUCTION

Politiques, gestionnaires et citoyens avertis émettent souvent des réserves à l'idée de procéder à l'élimination d'une espèce introduite dans le but de restaurer la biodiversité ou, plus modestement, l'équilibre perturbé d'un écosystème ou de l'un de ses compartiments. Nombre de questions sont émises à cette occasion, certaines relevant de problèmes de fond non résolus.

Confrontés à une telle situation lors de la mise en place d'un projet de restauration de la biodiversité d'écosystèmes insulaires, nous avons tenté d'apporter une réponse argumentée à certaines de ces questions parmi lesquelles figurent :

— Qu'est ce que la biodiversité et à quoi sert-elle? Sous-entendu, quelles justifications à l'investissement de moyens destinés à la préserver et/ou à la restaurer?

— Les milieux insulaires présentent-ils un intérêt particulier du point de vue de la conservation et de la restauration de la biodiversité?

— Dans quelle mesure une espèce introduite peut-elle être considérée comme « naturalisée » et comment apprécier cet état?

— Sur quel(s) critère(s) fonder la décision d'éliminer une espèce exogène?

Ces questions n'ont pas reçu de réponses simples et la réflexion s'est essentiellement traduite par la proposition de démarches décisionnelles. Celles-ci ont été appliquées au cas particulier du projet d'éradication du Surmulot (*Rattus norvegicus*) de plusieurs îles de trois archipels de Bretagne (France).

## II. À PROPOS DE LA BIODIVERSITÉ, DE SON UTILITÉ, DE SA CONSERVATION

Hermitte (1992), par une phrase volontairement provocatrice, énonce « *qu'aucun consensus ne se dégage permettant de dire de manière certaine à quoi sert la biodiversité et encore moins à quoi elle servira dans l'avenir* ». Cette affirmation met crûment en relief l'émergence du fort conflit opposant d'une part des partisans d'une optimisation systématique de l'exploitation des ressources naturelles évaluée à l'aune des indicateurs d'une économie qui ne prend pas en compte divers problèmes d'environnement au sens large du terme; d'autre part, des partisans de la sauvegarde de la « biodiversité », entité conceptuelle complexe dont voici l'une des définitions : « *Variété et variabilité de l'ensemble des organismes vivants et des complexes écologiques qui les hébergent. La diversité peut être caractérisée par le nombre et la fréquence relative des objets observés. En terme*

*de biodiversité, ces objets peuvent être identifiés à tous les niveaux de l'organisation du vivant depuis l'écosystème jusqu'à la structure chimique des gènes, supports de l'hérédité* » (traduction libre de la définition de l'OTA, 1987).

En se limitant au niveau de l'espèce, la réponse à la question de l'utilité de la biodiversité est évidente pour un biologiste écologue. La simple existence d'une espèce implique son émergence, fruit d'une longue évolution soumise aux contingences historiques et aux pressions de sélections locales. Ces pressions témoignent d'interactions entre l'espèce et son environnement physique et biologique. L'existence de ces interactions, aussi ténues soient-elles en apparence, implique celle du rôle de l'espèce dans le fonctionnement de l'écosystème à divers niveaux d'organisation du vivant (gilde, peuplement...), donc de son « utilité ».

A première vue, les deux conceptions évoquées paraissent inconciliables. Barbault (1994) fait valoir d'une façon remarquablement claire le point de vue de l'écologue à cet égard : « *Ce n'est pas tant la logique économique qui est perverse que son application obsessionnelle. Pour l'être véritablement, une logique économique doit d'abord être élaborée en fonction du système où on l'applique... Si des problèmes d'environnement sont un défi pour la « logique économique », c'est peut-être parce que l'on se refuse à développer des logiques économiques qui tiennent compte de ces problèmes* ». Il suggère de couper court aux affrontements stériles en admettant, comme le proposent de nombreux scientifiques et politiques, que la biodiversité constitue un patrimoine de l'humanité (May, 1988; Wilson, 1988; Arroyo *et al.*, 1991 *inter alia*). La volonté de conserver cette biodiversité relèverait d'un choix de civilisation, celle de préserver les témoignages d'une histoire, au même titre que certaines sociétés humaines préservent diverses facettes de leur histoire telles ses techniques anciennes, ses œuvres d'art... Ces témoignages se révèlent à terme indispensables à la compréhension de mécanismes et, en conséquence, à la résolution de problèmes actuels.

Tout en admettant l'existence d'un fort consensus actuel pour conserver à la planète sa biodiversité à diverses échelles de complexité du vivant, force est de constater que la hiérarchie des urgences et les modalités proposées pour atteindre cet objectif ne sont pas unanimes (Raven, 1987; Arroyo *et al.*, 1991; Wilson, 1991).

Limitons toujours la réflexion au niveau de l'espèce. La plus grande part de la biodiversité spécifique du globe est localisée dans sa zone intertropicale. Il pourrait paraître légitime d'orienter l'essentiel de l'effort vers ces zones et de négliger, par exemple, les zones tempérées plus pauvres et, à plus forte raison, les milieux insu-

lares qui, d'après la théorie de Mac Arthur et Wilson (1967), recèlent, à surface égale, une diversité plus faible que leurs proches continents.

Sans nier l'urgence qu'il y a à préserver la biodiversité tropicale, une démarche consistant à abdiquer toute tentative de conservation de la biodiversité dans les zones où celle-ci est faible serait foncièrement vicieuse. Outre les problèmes de politique internationale que sa mise en application générerait (elle revient à faire reposer, sans contrepartie, l'essentiel de l'effort de protection aux pays de la zone intertropicale qui comptent parmi les plus pauvres du globe), elle ne reposerait que sur un critère purement quantitatif. Pour illustrer le caractère partiel de ce critère, prenons l'exemple extrême des milieux insulaires.

### III. INTÉRÊT DES MILIEUX INSULAIRES POUR ÉLABORER DES PROCESSUS DE CONSERVATION ET DE RESTAURATION DE LA BIODIVERSITÉ

Les peuplements des îles sont d'autant plus pauvres que leur superficie est faible et que leur distance au proche continent est grande. Pourquoi ? Une explication largement simplifiée peut se résumer ainsi : les fondateurs de l'essentiel des espèces peuplant les îles proviendraient du plus proche continent ; plus l'île en est éloignée, plus le nombre d'espèces y parvenant est faible. Par ailleurs, plus la surface de l'île est restreinte plus la diversité des milieux qu'elle offre aux arrivants est réduite, amenuisant ainsi le nombre d'espèces susceptibles de s'implanter durablement.

En corollaire, le flux d'individus venant du continent et susceptible d'assurer un certain niveau de panmixie est ténu, voire nul. Effet fondateur et conditions d'isolement génétique sont réunis et, sous les contraintes particulières du milieu, le mécanisme général de la spéciation allopatrique peut s'exprimer (Mayr, 1963). Ceci explique le très fort taux d'endémisme des îles. Le nombre d'espèces y est réduit, certes, mais leur majorité n'est représentée à l'échelle mondiale que sur cette petite portion de territoire. A titre d'exemple, plus de 75% des 3 250 espèces de plantes vasculaires de Nouvelle-Calédonie y sont endémiques et il en serait de même pour divers groupes d'invertébrés (Bouchet *et al.*, 1995). Par ailleurs, pour une même espèce, l'histoire naturelle des populations insulaires, leurs caractéristiques biologiques divergent souvent de celles des populations continentales. Blondel (1986) parle à ce propos de syndrome d'insularité. Voici quelques raisons essentielles invoquées pour justifier la préservation de la biodiversité des milieux insulaires.

Alors que leur fort taux d'endémisme confère aux peuplements insulaires une valeur exceptionnelle, leur faible diversité relative et leur isolement les rendent particulièrement vulnérables aux perturbations. En effet, ces peuplements sont souvent « disharmoniques » (certains groupes ne sont pas du tout représentés : exemple des Mammifères terrestres dans les îles subantarctiques), leurs réseaux trophiques peuvent être très simples, et les espèces qui les constituent sont rendues « naïves » par leur long isolement (depuis longtemps, elles n'ont pas été confrontées à la très large gamme de compétiteurs, de prédateurs, de parasites, de pathogènes des milieux continentaux). Aussi, ces peuplements insulaires sont particulièrement sensibles à l'introduction d'espèces exogènes (Moors & Atkinson, 1984; Atkinson, 1985; Burger & Gochfeld, 1994; Chapuis *et al.*, 1994 *inter alia*), qui est l'une des 4 principales causes de perte de diversité à l'échelle mondiale selon Diamond (1989).

Pour se convaincre de la fragilité des peuplements insulaires, il suffit de citer les chiffres relatifs aux disparitions documentées d'espèces animales recensées depuis 1 600 (WCMC, 1992) : sur 484 disparitions, 363 (75%) ont été observées sur des îles, contre 121 (25%) sur des continents. Sur les 115 espèces d'Oiseaux disparues, 104 (90,4%) étaient inféodées aux îles contre 11 aux continents (9,6%). Vision plus globale, d'après Wilson (1993), 20% des espèces d'Oiseaux présents il y a 2 000 ans ont disparu, pour l'essentiel à la suite de l'occupation d'îles par l'Homme.

Les mêmes sources illustrent l'impact potentiel des introductions d'espèces : 38,2% des disparitions évoquées plus haut ont des causes naturelles ou inconnues, 0,8% des causes indirectes de l'activité humaine, 5% sont dues à des opérations de destructions volontaires, 10,6% à l'exploitation des espèces par l'Homme, 19,6% aux modifications de leur habitat et 29,2% à l'introduction d'espèces exogènes.

Paradoxe apparent, c'est de cette grande fragilité des peuplements insulaires que Chapuis *et al.* (1996) ont tiré argument pour faire valoir l'intérêt de ces milieux pour la mise au point de méthodes de gestion de la biodiversité : « *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 (...). 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 (Townes et Ballantine, 1993) et le fonctionnement des systèmes écologiques, d'apprécier la variabilité, la résilience, la résistance et la persistance des communautés*

(Pimm, 1989, 1991). De plus, l'emploi des méthodes comparatives est envisageable au sein des archipels.»

Cependant, avant d'envisager la mise en place de vastes opérations de restauration de systèmes écologiques, ne peut-on imaginer des mesures « légères » destinées à leur simple conservation en l'état ? Par exemple, ne peut-on imaginer protéger, en prévenant toute nouvelle introduction, le reste d'un archipel dont seules certaines des îles seraient envahies par des espèces exogènes ? Il semble, hélas, que la conservation en l'état d'un archipel, et à plus forte raison la restauration de certains compartiments de son écosystème, soient tributaires de l'élimination de la plupart des espèces qui y ont été introduites. En effet, comme cela a été souvent suggéré, pourquoi ne pas « sacrifier » certaines îles d'un archipel et y laisser vivre des populations d'espèces exogènes réputées sédentaires et *a priori* incapables de se propager ? Simplement parce que la présence de ces populations sur une île réduit le degré d'isolement du reste de l'archipel, cet isolement qui fait l'originalité des milieux insulaires. Au delà de l'apparente lapalissade, que recouvre cette affirmation ?

On peut épiloguer longuement sur la capacité ou l'incapacité d'une espèce à franchir telle distance dans telle circonstance : il s'agit de débats d'experts qui, la plupart du temps, ne disposent pas des séries chronologiques autorisant un jugement objectif sur le long terme. Gageons cependant qu'aucun n'engagerait volontiers sa crédibilité en affirmant impossible la dissémination spontanée de la plupart des espèces introduites. Par ailleurs, il est certain que, sous la pression de motivations variées, l'Homme a été capable de faire franchir à ces espèces des distances considérablement plus importantes que celles qui séparent les îles constituant les archipels. Il conserve cette capacité de dissémination au sein des archipels aussi longtemps qu'il y séjourne ou qu'il les fréquente. Il n'y a pas lieu ici de juger de la pertinence et de la persistance de ses motivations, ni de spéculer sur l'éventuelle émergence de nouvelles motivations. Il faut simplement admettre qu'elles existent, multiformes et surgissant de façon imprévisible. Ces comportements, même s'ils sont rares, ne sont pas improbables et peuvent être lourds de conséquences. Les juger *a posteriori* ne présente guère d'intérêt. Le seul moyen de les prévenir sans « frais psychologiques » consiste à en faire disparaître l'objet : reconstituer l'isolement autant que faire se peut. Laisser la situation en l'état, c'est faire régresser le degré d'isolement. C'est, le temps aidant, augmenter les risques de dégradation de la biodiversité.

A l'issue d'un tel argumentaire, il est logique d'adhérer à la recommandation de l'UICN (1987) « de procéder au retrait ou à l'éradication des espèces introduites si celles-ci n'apportent aucun

bénéfice apparent à l'Homme et ont un impact négatif sur la flore et la faune indigènes.(...). Des mesures particulières d'éradication s'imposent (...) si la zone d'introduction (...) comporte des espèces endémiques déjà en danger, et dont la survie est menacée par la présence des espèces étrangères », recommandation mise en application à l'occasion de nombreux programmes de restauration, notamment en Nouvelle-Zélande (Towns *et al.*, 1990).

#### IV. SITUATION PARTICULIÈRE DES ESPÈCES INTRODUITES DE LONGUE DATE

L'objet de la recommandation de l'UICN porte explicitement sur les espèces introduites, notion apparemment claire mais non dépourvue d'ambiguïté, surtout lorsqu'elle est appliquée aux milieux insulaires. Si, par espèces introduites, la recommandation sous-entend celles dont l'introduction est le fait, volontaire ou non, de l'Homme, la distinction entre les espèces introduites récemment et celles qui le sont de longue date n'est pas évoquée. Quoiqu'imprécise (qu'entend-t-on par de longue date ?), cette distinction n'est cependant pas sans intérêt.

En effet, l'impact provoqué par beaucoup d'espèces fraîchement débarquées est net. Les perturbations qu'elles génèrent sont dans leur phase la plus dynamique. Dans ce cas, un consensus peut assez aisément se dégager pour envisager leur retrait.

Il n'en est pas de même pour les espèces introduites de longue date. Pour bien des personnes, elles sont considérées comme faisant partie intégrante des communautés indigènes, position justifiée en invoquant Chronos : ces espèces exogènes ont survécu aux épreuves du temps et si des espèces indigènes ont pâti de leur arrivée, elles se sont adaptées à cette nouvelle contrainte, ou ont disparu. Dans ces conditions, pourquoi intervenir ?

Cet argument ne manque pas de pertinence, d'autant que les résultats des récents travaux d'archéozoologie modifient fortement la perception de l'impact de l'Homme sur la faune et la flore pendant la période qui a précédé les grandes découvertes (XV-XVI<sup>e</sup> siècles). En effet, cet impact a longtemps été supposé bénin et de peu d'ampleur. On prêtait une efficacité dérisoire aux moyens limités de l'Homme pré-industriel. Les exemples s'accumulent cependant, montrant que l'usage à long terme de ces moyens dérisoires, dans un contexte sociologique bien différent du notre, a très précocement provoqué de sérieuses perturbations aux écosystèmes.

A titre d'exemples, Milberg et Tyrberg (1993) ont dressé la liste de 200 espèces d'Oiseaux insulaires dont la disparition est selon toute probabilité contemporaine de la venue de l'Homme à une période antérieure à celle des grandes découvertes. Ils précisent que cette liste est certainement très incomplète dans la mesure où les chances de conservation des restes osseux d'Oiseaux de petite taille sont faibles. D'après ces auteurs, de nombreuses espèces actuellement endémiques d'une seule île avaient, avant la venue de l'homme, une aire de répartition géographique plus vaste. D'après Wilson (1993), à la suite de sa pénétration sur le continent américain il y a 12 000 ans, l'Homme aurait vraisemblablement été à l'origine de la disparition de respectivement 73 % et 80 % des genres de grands Mammifères nord et sud-américains. Il aurait, par prédation directe, et pour avoir introduit le Rat polynésien (*Rattus exulans*), éliminé 50 % des espèces d'Oiseaux endémiques des archipels Tonga et Hawaï.

Si, dans ce dernier exemple, le rôle de l'Homme en tant que propagateur d'espèces est évoqué, il l'est encore plus dans le cas exploré par Vigne (1992a). En 10 000 ans, l'Homme, non content d'avoir été l'artisan de la disparition de la totalité de la faune mammalienne terrestre autochtone de la Corse, serait, en outre, l'unique responsable de la constitution de son actuel peuplement qui compte 25 taxons. Or, l'Homme du <sup>xx</sup>e siècle accorde une valeur patrimoniale à certains de ces taxons. Vigne (1994) évoque cet apparent paradoxe : « *Le fait que certaines composantes de nos faunes dites « sauvages » aient été récemment introduites par l'Homme, permet de poser en termes nouveaux, voire provocateurs, la question éthique de la protection du patrimoine naturel. Est-il si grave que le Cerf de Corse ait disparu dans les années 1970, alors qu'on sait qu'il n'était sur l'île qu'en raison de son introduction par l'Homme, deux à trois millénaires plus tôt ? Est-il nécessaire de réintroduire un élaphe sur l'île et doit-on obligatoirement le prendre dans la proche population sarde ? Doit-on protéger le Mouflon ou le Chat sauvage corse contre l'extinction ?* »

Par ailleurs, effet fondateur et isolement génétique sont deux caractéristiques des populations insulaires. Elles sont reconnues pour favoriser le phénomène de spéciation. Divers mécanismes suggèrent qu'en théorie cette spéciation peut intervenir en une centaine de générations, voire moins (Wilson, 1993).

Des espèces introduites par l'Homme de longue date (plus de 100 générations ?) pourraient donc, au titre de l'âge, se voire attribuer une valeur patrimoniale. Quelle est cependant la valeur patrimoniale d'une espèce fraîchement débarquée sur une île, comparée à la valeur de celles qui y sont installées depuis plus longtemps ?

Wilson (1993) aborde ce problème dans un contexte un peu différent, mais ses conclusions ne manquent pas de pertinence pour le cas qui nous intéresse : « *Si l'évolution peut se produire aussi rapidement, le nombre des espèces étant rapidement renouvelé, pourquoi devrions-nous nous soucier de l'extinction des espèces ? La réponse est que les nouvelles espèces sont généralement des espèces à bon compte. Elles peuvent être très différentes dans leurs caractères apparents, mais être encore très semblables génétiquement aux formes ancestrales et aux espèces sœurs qui les entourent. Si elles occupent une nouvelle niche, elle le font probablement avec peu d'efficacité. Elles n'ont pas encore été adaptées finement par toutes les mutations et les épisodes de sélection naturelle : or, cette dernière évolution est nécessaire pour qu'elles s'insèrent solidement dans la communauté des organismes dans laquelle elles sont apparues.* » Comme pour les espèces nouvellement créées, on peut prêter aux espèces introduites par l'Homme une faible divergence par rapport aux populations souches, la même immaturité, voire une plus grande immaturité, face au nouvel environnement auquel elles sont confrontées. Leur apparent succès immédiat est généralement apprécié à l'aune des niches écologiques qu'elles conquièrent au détriment des espèces autochtones, très souvent endémiques, et ne préjuge en rien de leur insertion dans l'écosystème ni donc, de leur pérennité. Cette réponse met clairement en évidence que, dans ce domaine, l'argumentation ne peut faire l'économie d'évoquer plusieurs niveaux de complexité du vivant : pour le moins, l'espèce, le peuplement et l'écosystème.

Si l'argumentation de fond de Wilson est claire, elle n'a toutefois pas de caractère absolu. Elle admet implicitement que, parmi les espèces nouvellement créées (par analogie ici, parmi les espèces nouvellement introduites), se trouvent des candidats au succès. Est-il possible de les identifier *a priori* ? Est-il possible de juger du degré de « naturalisation » d'une espèce introduite et, si oui, comment ? Au vrai, dans l'état actuel de nos connaissances, seul le temps peut apporter une réponse fondée à ces questions mais cette attente pourrait bien être catastrophique dans de nombreux cas. En effet, il est souvent possible, à la lumière des expériences passées, de prévoir, certes à court terme, la poursuite de la dégradation d'un écosystème sous l'action d'une espèce exogène particulière. De même, il est possible de prévoir l'échec de restauration de certains compartiments tant que la présence de cette espèce est maintenue. Dans bien des cas, un comportement attentiste n'est donc pas acceptable.

Pour faire face à ce problème d'urgence, Chappuis *et al.* (1996), reprenant largement la conception de Usher (1989) en la matière, ont

délibérément choisi de ne pas tenter de répondre à la question de l'évaluation du degré de naturalisation d'une espèce, considérant que cette réponse sollicitée par Vigne (1994) n'est pas accessible dans l'état actuel des connaissances. Ils ont plutôt tenté l'identification de situations qui verraient l'écosystème d'accueil pâtir de l'éradication d'une espèce introduite. D'après ces auteurs, ces situations se produiraient quand l'espèce introduite :

— remplit des fonctions écologiques importantes qui ne sont plus assurées par des espèces indigènes disparues (pollinisation...);

— constitue la proie majeure ou le compétiteur d'une autre espèce introduite qui, en son absence, pourrait se tourner vers des espèces autochtones ou accentuer sa pression de compétition à l'égard d'espèces indigènes;

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

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

## V. HISTOIRE DE LA PRÉSENCE DE LA SOURIS, DU RAT NOIR ET DU SURMULOT SUR CERTAINES ÎLES DE BRETAGNE

Pour fonder le choix d'éradiquer les populations de Rongeurs commensaux de diverses îles bretonnes, il s'est donc agi tout d'abord d'évaluer le rôle potentiel de l'Homme dans leur introduction, puis, dans un second temps, d'apprécier dans quelle mesure ces espèces introduites se trouvent dans l'une des situations identifiées par Chapuis *et al.* (1996) au sein de leurs écosystèmes d'accueil.

D'après Atkinson (1985), en 3 000 ans, l'Homme a, de façon délibérée ou non, favorisé la dispersion de 3 espèces du genre *Rattus* (*R. norvegicus*, *R. rattus*, *R. exulans*) qui ont colonisé 82 % des îles ou archipels du monde. Les observations portant sur certaines des introductions récentes, observations plus facilement et rigoureusement documentées que les anciennes, ont montré que l'apparition de l'une de ces espèces pouvait provoquer de graves perturbations au fonctionnement des écosystèmes insulaires, allant jusqu'à la disparition totale d'espèces endémiques. C'est probablement en raison de son impact réputé plus anodin, que la dispersion de la Souris domestique (*Mus musculus* au sens large) n'a pas fait l'objet de synthèses récentes aussi bien documentées. Cependant, introduite sur certaines îles méditerranéennes depuis plus de 2 500 ans (Vigne,

1992a), cette espèce a, depuis la période des Grandes Découvertes, colonisé la majorité des îles qui ont vu l'Homme s'établir quelque temps, n'épargnant pas celles, isolées, de l'austère domaine subantarctique (Macquarie : Berry & Peters, 1975; Kerguelen : Paulian, 1953; Lèsel, 1967; Pascal, 1983 *inter alia*).

L'acidité des sols des îles bretonnes de la Manche et de l'Atlantique n'offre guère d'espoir de retrouver des restes fossiles ou subfossiles des 3 espèces de Muridae anthropophiles susceptibles de les coloniser (*M. musculus lato sensu*, *R. rattus*, *R. norvegicus*). Aussi, en l'absence de témoignages directs, la recherche des origines des colonisateurs et des époques de colonisation ne peut se faire qu'en extrapolant les connaissances relatives au proche continent.

D'après Jacobs & Pilbeam (1980), le plus vieux Muridé connu aurait vécu il y a 17 M. d'années au Pakistan et c'est dans cette région que se serait produite, il y a 8 à 10 M. d'années, la divergence entre les genres *Mus* et *Rattus*. D'après Auffray (1988), *M. musculus*, probablement originaire d'Asie, se serait implantée en Israël il y a 12 000 ans. De là, elle aurait diffusé sur le pourtour du bassin méditerranéen fortement, voire, strictement inféodée à l'Homme et au développement de ses activités agricoles (Auffray, 1988; Auffray *et al.*, 1988). C'est ainsi que sa présence serait attestée en Languedoc entre 8 000 et 6 000 ans B.P. (Poitevin *et al.*, 1990). Cependant, pour l'Europe occidentale non méditerranéenne, les restes paléontologiques disponibles et l'analyse génétique des populations actuelles ne permettent pas de faire remonter sa présence avant la fin du second millénaire avant J.C. (Auffray *et al.*, 1990; Auffray et Britton-Davidian, 1992). A ce jour, le fossile le plus ancien de France continentale attribué avec certitude à *M. musculus* date de la fin de l'époque gauloise (Vigne, 1992b). Le Rat noir, *Rattus rattus*, apparaît lui aussi en Palestine à la fin du Paléolithique, puis se disperse dans toute la Méditerranée au Néolithique. Il envahit l'Europe du nord à la suite des conquêtes romaines en strict commensal de l'Homme (Cheylan, 1984). Sa présence en Corse, probable au début de l'ère chrétienne (Vigne & Marival-Vigne, 1990), est certaine dès le xv<sup>e</sup> siècle (Vigne, 1983). Présent dans certains foyers urbains portuaires des îles Britanniques durant l'Antiquité et le Haut Moyen Age, c'est à partir du xi<sup>e</sup> siècle que sa fréquence augmente de façon significative dans les faunes archéologiques (Vigne, 1994). En Europe, les plus anciennes traces connues du Surmulot, *Rattus norvegicus*, ne remontent qu'au xvi<sup>e</sup> siècle (Cheylan, 1984), et ce n'est que pendant la première partie du xviii<sup>e</sup> qu'il aurait envahi massivement l'Europe de l'Ouest (Vigne & Villié, 1995).

Ainsi donc, dans l'état actuel des connaissances, la présence de la Souris, du Rat noir et

du Surmulot sur les côtes bretonnes ne remonterait guère qu'à 3 000, 2 000 et 500 ans respectivement.

La confrontation des valeurs bathymétriques actuelles et des courbes de variation du niveau marin établies par Giot (1990) pour les 15 000 dernières années permet de faire remonter l'insularisation d'Ouessant, de l'Archipel de Molène et de l'Archipel des Sept-Îles à 10-12 000 ans. Si les données de paléozoologie sont correctes, les 3 espèces de Rongeurs sont parvenues en Bretagne continentale après l'accomplissement du phénomène d'insularisation de ces îles. Lors de l'arrivée de la plus ancienne, la Souris, il y a 3 000 ans, le niveau moyen de la mer devait se situer à 1 m en dessous de son actuel niveau. Compte tenu des distances séparant ces îles du continent et de l'existence de forts courants de marée dans ces parages, il est très peu vraisemblable que Souris, Rat noir et Surmulot aient pu coloniser ces îles spontanément. L'Homme a donc, selon toute probabilité, été à l'origine de leur introduction.

Quel a pu être l'impact de ces introductions sur les écosystèmes insulaires ? L'absence de données historiques et paléontologiques ne permet pas de répondre à cette question. En revanche, il est tout à fait possible de tenter d'apprécier dans quelle mesure ces espèces remplissent actuellement les conditions établies par Chapuis *et al.* (1996), conditions prévenant une tentative d'éradication.

## VI. LES POPULATIONS DE RONGEURS EXOGÈNES DE CERTAINES ÎLES DES CÔTES DE BRETAGNE SE TROUVENT-ELLES DANS L'UNE DES SITUATIONS NÉCESSITANT LEUR MAINTIEN ?

De nombreuses études naturalistes ont été réalisées à ce jour sur les îles de la Mer d'Iroise (Cuillandre, 1988 *inter alia*) ou l'Archipel des Sept-Îles (Siorat & Bredin, 1996 *inter alia*), témoignant de la fréquentation assidue de ces sites par des spécialistes de diverses disciplines scientifiques. Aucune de ces publications n'évoque l'éventualité que l'un des 3 Muridae introduits remplisse une fonction écologique importante assurée autrefois par une espèce indigène disparue, que l'un d'entre eux permette, par son impact, le maintien de communautés spécifiques, ou constitue la proie majeure ou le compétiteur d'une autre espèce introduite.

Ce dernier point est valable dans sa généralité car le peuplement animal de la majorité de ces îles ne comporte pas de prédateurs mammaliens autochtones ou introduits, mais il mérite d'être nuancé pour les îles où la présence de l'Homme

est permanente. Il s'agit d'Ouessant, Sein et Molène qui hébergent des Chiens et/ou des Chats domestiques et harets. Ce sont surtout ces derniers qui sont susceptibles d'exercer une pression de prédation significative sur les Rongeurs. Toutes les études documentées portant sur le régime alimentaire de populations de Chats harets insulaires montrent que, s'ils disposent de Rongeurs, de Lagomorphes et d'Oiseaux, ce sont ces derniers qui constituent l'essentiel à leur menu (Pascal, 1980, 1994; Van Aarde, 1980 *inter alia*). Par ailleurs, dans cette situation, Lagomorphes et Rongeurs semblent représenter des proies de remplacement. En effet, leur fréquence dans le régime alimentaire du Félin augmente pendant la saison hivernale, au moment où les Oiseaux marins désertent les îles, à la fin de leur période de reproduction. Dans quelle mesure ne sont-ils pas les garants de la présence sur ces îles du Chat haret ? En l'absence de petits Mammifères herbivores, il se pourrait bien que la survie hivernale de ces populations félines soit précaire (Taylor, 1979), voire fortement compromise. La réduction des effectifs du Chat haret, ou la disparition de l'espèce, pourrait donc constituer un facteur supplémentaire de restauration du peuplement aviaire consécutive à l'élimination des Rongeurs commensaux.

Il faut cependant garder à l'esprit que le Mulot (*Apodemus sylvaticus*), espèce de Rongeur autochtone, de même que certaines espèces d'Oiseaux sédentaires, pourraient, du fait d'un report de prédation du Chat, faire les frais de la disparition des Rongeurs allochtones. Par ailleurs, la lecture du Livre Rouge des espèces menacées en France édité sous les auspices du Ministère de l'Environnement (Collectif, 1983), enseigne que les îles bretonnes, si elles n'hébergent aucune espèce d'Oiseau endémique, accueillent 6 taxons mammaliens endémiques parmi les 15 répertoriés sur le territoire français métropolitain. Tous élevés au rang de sous-espèce, il s'agit de 3 Rongeurs, le Campagnol agreste de l'île de Groix (*Microtus agrestis enezgraezi* Heim de Balsac & de Beaufort, 1966), le Campagnol des champs de l'île d'Yeu (*Microtus arvalis oyaensis* Heim de Balsac, 1940), le Campagnol roussâtre de Belle-Île (*Clethrionomys glareolus insulaebellae* Heim de Balsac, 1940) et de 3 Soricidae, la Musaraigne d'Ouessant (*Crocidura suaveolens uxantisi* Heim de Balsac, 1951), la Musaraigne de Sein (*Crocidura suaveolens enez-sizunensis* Heim de Balsac & de Beaufort, 1966) et la Musaraigne de l'île d'Yeu (*Crocidura suaveolens oyaensis* Heim de Balsac, 1940). Les descriptions de ces sous-espèces sont anciennes et, depuis, leur statut taxonomique n'a pas été révisé à la lumière des techniques et concepts récents.

Pour notre propos, seules nous intéressent la situation du Mulot et celle de deux des sous-espèces de Musaraignes, d'Ouessant et de Sein.

Leur répartition géographique fine au sein des archipels est inconnue, comme sont inconnues l'importance numérique et la tendance des effectifs de leurs populations. Nous ignorons tout d'éventuelles particularités de leur histoire naturelle. Ces lacunes devront être rapidement comblées si une politique de conservation de la biodiversité locale s'affirme. Quoi qu'il en soit, les Musaraignes, souvent capturées par jeu, n'entrent qu'anecdotiquement dans le régime alimentaire du Chat en milieu continental, et le risque semble faible de voir s'opérer chez ce Félin un report de prédation des Rongeurs exogènes vers les Musaraignes. Ce n'est pas forcément le cas pour le Mulot. En l'absence de données sur la vulnérabilité de ses populations locales vis-à-vis du Chat, une mesure de précaution consisterait à ne pas entreprendre d'éradication du Surmulot sur les îles anthropisées hébergeant le Mulot, ou à ne l'envisager qu'à la condition d'entreprendre simultanément celle du Chat.

## VII. CONCLUSION

A la lumière de ce qui précède, Souris, Rat noir et Surmulot, s'ils sont présents sur certaines îles du littoral breton, le doivent selon toute vraisemblance à l'Homme et, quand l'île n'héberge pas de Carnivores, aucune de leurs populations n'occuperait une situation écologique telle que l'écosystème d'accueil puisse pâtir de leur éradication.

La deuxième partie de cette affirmation peut apparaître tendancieuse car elle repose sur l'absence de mise en évidence d'un éventuel rôle « positif » (au sens de la biodiversité) majeur de chacune de ces trois espèces au sein des écosystèmes d'accueil. Il faut effectivement reconnaître qu'aucune recherche spécifique n'a été entreprise en ce sens. En d'autres termes, ce ou ces éventuels rôles « positifs » n'ont peut-être pas été identifiés parce qu'aucun travail n'a eu pour objet spécifique de les mettre en évidence. Cependant, dans l'abondante littérature internationale portant sur le Rat noir et le Surmulot en milieu insulaire (Moors & Atkinson, 1984; Atkinson, 1985; Burger & Gochfeld, 1994...) un pareil rôle n'est jamais évoqué. Dans l'état actuel des connaissances et jusqu'à preuve du contraire (Popper, 1985), nous considérerons que ce rôle n'existe pas où, s'il existe, n'occupe pas une place majeure dans le fonctionnement de l'écosystème. En d'autres termes le risque de générer des troubles écologiques majeurs en éliminant Rats noirs et Surmulots apparaît dérisoire au regard des dégâts qu'ils occasionnent ou qu'ils sont potentiellement capables d'occasionner.

Les conditions requises pour appliquer la recommandation de l'UICN semblent donc réunies. L'élimination d'une ou de plusieurs de ces espèces, effectivement ou potentiellement perturbatrice du fonctionnement de l'écosystème, paraît donc justifiée.

C'est dans la suite logique de cet argumentaire et dans la perspective, entre autre, de permettre la restauration de certains compartiments d'écosystèmes insulaires de trois Archipels Bretons : Archipel d'Ouessant-Molène (13 îles végétalisées), des Sept-Îles (6 îles végétalisées) et de Cancale (3 îles végétalisées) que le projet « Rongeurs, Biodiversité et Milieux Insulaires » a été élaboré. Il se propose d'établir les conséquences sur les peuplements aviaires, micromammaliens et végétaux, de la disparition de populations de Surmulot, *Rattus norvegicus*, espèce réputée occasionner de graves dommages aux peuplements d'Oiseaux insulaires.

Le projet « Rongeurs, Biodiversité et Milieux Insulaires » résulte d'une réflexion menée par l'ensemble de ses acteurs (10) 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); 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° 94 028), de la Direction Régionale à l'Environnement de Bretagne, et du Département du Finistère (Chapitre 961-11 § 657).

## BIBLIOGRAPHIE

- ARROYO M.T.K., P.H. RAVEN & J. SARUKHAN, 1991. Biodiversity. In International Conférence on an agenda of Science for Environment and Development into the 21<sup>th</sup> century. Viennes. Section II, thème 11 : 1-17.
- ATKINSON I.A.E., 1985. The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effects on island avifaunas. *ICPB Techn. publ. n° 3* : 35-81.
- AUFFRAY J.-C., 1988. Le commensalisme chez la Souris domestique : origine, écologie et rôle dans l'évolution chromosomique de l'espèce. Thèse USTL Montpellier : 170 p.
- AUFFRAY J.-C., E. TCHERNOV & E. NEVO, 1988. Origine du commensalisme chez la souris domesti-

- que (*Mus musculus domesticus*) vis-à-vis de l'Homme. *C. R. Acad. Sci. Paris* **307** : 517-522.
- AUFFRAY J.-C., F. VANLERBRHUE & J. BRITTON-DAVIDIAN, 1990. The house mouse progression in Eurasia : a paleontological and archeozoological approach. *Biol. J. Linnean Soc.* **41** : 13-25.
- AUFFRAY J.-C. & J. BRITTON-DAVIDIAN, 1992. When did the house mouse colonize Europe? *Biol. J. Linnean Soc.* **415** : 187-190.
- BARBAULT R., 1994. Des Baleines, des Bactéries et des Hommes. Odile Jacob, Paris : 327 p.
- BERRY R.J. & J. PETERS, 1975. Macquari island house mice : a genetical isolate on a subantarctic island. *J. Zool. Lond.* **176** : 375-389.
- BLONDEL J., 1986. Biogéographie évolutive. Masson, Paris.
- BOUCHET P., T. JAFFRÈ & J.-M. VEILLON, 1995. Plant extinction in New Caledonia : protection of sclerophyll forests urgently needed. *Biodiversity and Conservation* **4** : 415-428.
- BURGER J. & M. GOCHFELD, 1994. Predation and effects of humans on island-nesting seabirds. In : Seabirds on islands. Nettleship D.N., Burger J. & Gochfeld Ed., Birdlife Conservation Series N° 1 : 39-67.
- CHEYLAN G., 1984. Le Rat surmulot, *Rattus norvegicus*; Le Rat noir, *Rattus rattus*. In : Atlas des Mammifères sauvage de France. S.F.E.P.M. et S.F.F. Muséum d'Histoire Naturelle de Paris Ed. : 186-189.
- CHAPUIS J.-L., P. BOUSSÈS & G. BARNAUD, 1994. Alien mammals, impact and management in the french subantarctic islands. *Biol. Conserv.* **67** : 97-104.
- CHAPUIS J.-L., G. BARNAUD, F. BIRET, M. LÉBOUVIER & M. PASCAL, 1996. 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/V/1994. Nature Sciences et Sociétés : Sous presse.
- COLLECTIF, 1983. Livre rouge des espèces menacées en France. I. Vertébrés. Secrétariat Faune Flore Ed., Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, 232 p.
- CUILLANDRE J.-P., 1988. Réserve de la Biosphère d'Iroise. Parc Naturel Régional D'Armorique - Société pour l'Etude et la Protection de la Nature en Bretagne. Brest, 202 p.
- DIAMOND J., 1989. Overview of recent extinctions. In Conservation for the twenty-first century. (Western D. & Pearl M.C. Ed.) Oxford Univ. Press. Oxford : 37-41.
- GIOT P.-R., 1990. Le niveau de la mer : changeant, fluctuant, mouvant... *Bull. Inform. A.M.A.R.A.I. Lab. Anthropologie Préhistoire. Univ. Rennes I*, 3 : 5-16.
- HEIM DE BALSAC H., 1940. Faune mammalienne des îles littorales Atlantiques. *C. R. Acad. Sci. Paris* **211** : 212-214.
- HEIM DE BALSAC H., 1940. Peuplement mammalien des îles atlantiques françaises. *C. R. Acad. Sci. Paris* **211** : 296-298.
- HEIM DE BALSAC H., 1951. Peuplement mammalien des îles atlantiques françaises : Ouessant. *C. R. Acad. Sci. Paris* **233** : 1678-1680.
- HEIM DE BALSAC H. & F. de BEAUFORT, 1966. La Crocidure de l'île de Sein, sa position parmi les populations françaises de *Crocidura suaveolens*. *Mammalia* **30** : 634-636.
- HEIM DE BALSAC H. & F. de BEAUFORT, 1966. Formes géographiques de *Microtus agrestis* L. en France : Bretagne et île de Groix. *Mammalia* **30** : 637-639.
- HERMITTE M.-A., 1992. La gestion d'un patrimoine commun : l'exemple de la diversité biologique. In Terre patrimoine commun (M. Barrere Ed.). Ed. La Découverte, Paris : 111-128.
- JACOBS L.L. & D. PILBEAM, 1980. Of mice and men : fossil-based divergence dates molecular « clocks ». *J. Hum. Evol.* **9** : 551 555.
- LÉSEL R., 1967. Contribution à l'étude écologique de quelques mammifères importés aux îles Kerguelen. *T. A. A. F.* **38** : 3-40.
- MAC ARTHUR R.H. & E.O. WILSON, 1967. Island Biogeography. Princeton Univ. Press, Princeton N.J.
- MAY R.M., 1988. How many species are there on Earth? *Science*, **241** : 1441-1449.
- MAYR E., 1963. Animal species and evolution. Harvard Univ. Press. : 453 p.
- MILBERG P. & T. TYRBERG, 1993. Naïve birds and noble savages - a review of man-caused prehistoric extinctions of island birds. *Ecography* **16** : 229-250.
- MOORS P.J. & I.A.E. ATKINSON, 1984. Predation on seabirds by introduced animals and factors affecting its severity. In Status and conservation of the world's seabirds (Croxall J.P, Evans P.G.H. & Schreiber R.W. Ed.), ICPB Techn. pub. N° 2 : 667-690.
- OTA (U.S. Congress of Technology Assesment), 1987. Technologies to maintain biological diversity. U.S. Government Printing Office, Washington D.C.
- PASCAL M., 1980. Structure et dynamique de la population de chats harets de l'Archipel des 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. Biogeo.* **59** (2) : 257-267.
- PASCAL M., 1994. « Je suis le chat qui s'en va tout seul et tous lieux se valent pour moi ». Histoire synthétique d'une introduction en milieu insulaire. *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA* **23** : 68-70.
- PAULIAN P., 1953. La vie animale aux Kerguelen. Paris : 169 p.
- PIMM S.L., 1987. Determining the effects of introduced species. *TREE* **2** : 106-108.
- PIMM S.L., 1989. Théories of predicting success and impact of introduced species. In Biological invasions. A global perspective (Drake J.A. et al., Ed.), SCOPE 37, John Wiley & Sons : 351-367.
- PIMM S.L., 1991. The balance of Nature? Ecological issues in the conservation of species and communities. University Chicago Press, Chicago & Londres.

- POITEVIN F., P. BAYLE & J. COURTIN, 1990. Mise en place des faunes de micromammifères (Rongeurs, Insectivores) dans la région Méditerranéenne française au post-glaciaire. *Vie Milieu* **40** : 144-149.
- POPPER K.R., 1985. Conjectures et réfutations. Payot, Paris : 610 p.
- RAVEN P.H., 1987. Biological resources and global stability. *In* Evolution and coadaptation in biotic communities (Kawano S., Connell J.H. & Hideaka T. Ed.) Univ. Tokyo Press : 3-27.
- SIORAT F. & D. BREDIN, 1996. Evolution des populations d'oiseaux marins nicheurs de l'Archipel des Sept-Îles (Côtes d'Armor - Bretagne). *Ornithos* **3** : 49-57.
- TAYLOR R.H., 1979. How the Macquarie Island parakeet became extinct. *N. Z. J. Ecol.* **2** : 42-45.
- TOWNS D.R., C.H. DAUGHETY & I.A.E. ATKINSON (Ed.), 1990. Ecological restoration of New Zealand Islands. Conservation Science Publ. n° 2, Wellington.
- TOWNS D.R. & W.J. BALLANTINE, 1993. Conservation and restoration of New Zealand island ecosystems. *TREE* **8** : 452-457.
- UICN, 1987. Introduction, réintroduction et reconstitution des populations. 22<sup>e</sup> réunion du conseil de l'UICN, 4 sept. 1987, UICN, Gland, Suisse : 14 p.
- USHER M.B., 1989. Ecological effects of controlling invasive terrestrial vertebrates. *In* : Biological invasions. A global perspective (Drake J.A. *et al.*, Ed.), SCOPE 37, John Wiley & Sons : 463-489.
- VAN AARDE R.J., 1980. The diet and feeding behaviour of feral cats, *Felis catus* at Marion Island. *Sth. Afr. J. Wildl. Res.* **10** : 123-128.
- VIGNE J.-D., 1983. Le Remplacement des faunes de petits Mammifères en Corse lors de l'arrivée de l'Homme. *C. R. Soc. Biogéogr.* **59** (1) : 41-51.
- VIGNE J.-D., 1992a. Zooarcheology and the biogeographical history of the mammals of Corsica and Sardinia since the last ice age. *Mammal Rev.* **22** : 87-96.
- VIGNE J.-D., 1992b. Les restes de micromammifères. *In* Le site protohistorique d'Acy-Romance (Ardenne), I, L'habitat Gaulois, 1988-1990 (Lambot B. & Meunier P. Ed.). Société Archéologique Champenoise, Reims : 45-47.
- VIGNE J.-D., 1994. Des animaux introduits par l'homme dans la faune de l'Europe. *In* Colloque d'histoire des connaissances zoologiques (Bodson L., Ed.). Université de Liège, Liège : 15-38.
- VIGNE J.-D. & M.C. MARINVAL-VIGNE, 1990. Nouvelles données sur l'histoire des Musaraignes en Corse (Insectivora, Soricidae). *Vie Milieu* **40** : 207-212.
- VIGNE J.-D. & P. VILLIÉ, 1995. Une preuve archéologique du transport d'animaux par bateau : le crâne de Rat surmulot (*Rattus norvegicus*) de l'épave du « Ça Ira » (Saint Florent, Haute Corse - Fin du XVIII<sup>e</sup> siècle). *L'Homme Méditerranéen*. Publ. Univ. Provence, Aix-en-Provence : 411-416.
- WCMC, 1992. Global Biodiversity. Status of Earth's Living Resources (Collaboration National History Museum, UICN, PNUE, WWF, WRI). Chapman and Hall, Londres : 585 p.
- WILSON E.O., 1988. The current state of biological diversity. *In* Biodiversity (Wilson E.O., Ed.). National Academic Press, Washington : 3-18.
- WILSON E.O., 1991. *Science* **253** : (août 91).
- WILSON E.O., 1993. La diversité de la Vie. Odile Jacob, Paris : 496 p.

Reçu le 14 février 1996 ; received February 14, 1996  
 Accepté le 9 avril 1996 ; accepted April 9, 1996