

BILAN DES CONNAISSANCES SUR LES CONSÉQUENCES ÉCOLOGIQUES DES INVASIONS DE PLANTES A L'ÎLE DE LA RÉUNION (ARCHIPEL DES MASCAREIGNES, OCÉAN INDIEN)

Jacques TASSIN¹, Christophe LAVERGNE², Serge MULLER³, Vincent BLANFORT¹,
Stéphane BARET⁴, Thomas LE BOURGEOIS⁴, Julien TRIOLO⁵, & Jean-Noël RIVIÈRE⁴

SUMMARY. — *Assessment of ecological consequences of plant invasions on Réunion Island (Mascarene Archipelago, Indian Ocean).* — In western Indian Ocean, Reunion Island remains a hot-spot for biological conservation. Such a biological value is mainly threatened by invasion of alien species. Knowledge of ecological consequences of exotic plant invasions has been assessed, in order to suggest guidelines withstanding a regional strategy for invasive plant management. Despite a strong variability of used methods, studies agree on a general impoverishment of species communities and a decrease of natural regeneration. They plead for prioritizing invasive plants. Ecological impact mainly consists in competition between exotic and native plants, and in alteration of primary and secondary successions. Some introduced species act as refuges for some native animal species but the impact of invasive plants on animal communities remains poorly documented. Additionally, the role of human activities in plant invasions (*e.g.*, fluxes of plant species between landscape units) is scarcely studied. A regional strategy developed at the South-eastern Indian Ocean level is recommended, based on both prevention programmes (*e.g.*, control of species introduction, early detecting) and public information.

RÉSUMÉ. — L'île de la Réunion présente un intérêt majeur pour la conservation des ressources biologiques dans l'ouest de l'océan Indien. Ce patrimoine biologique reste menacé au premier rang par les invasions d'espèces introduites. Un bilan des méthodes et des résultats relatifs aux études traitant de la connaissance des conséquences écologiques des invasions de plantes exotiques y a été entrepris, afin de dégager des éléments généraux de stratégie relatifs au contrôle de ces espèces. Malgré une forte variabilité méthodologique, les études convergent vers un appauvrissement des communautés d'espèces et une diminution de la régénération naturelle, et invitent à une réactualisation de la hiérarchisation des priorités d'intervention. Les modes d'impact révélés mettent principalement en évidence une compétition entre les espèces exotiques et indigènes ainsi qu'une altération des successions primaires et secondaires. Certaines espèces introduites assurent un rôle de refuge à l'égard d'espèces animales indigènes mais l'impact général des plantes invasives sur les communautés animales reste sous-étudié. De même, la place des activités humaines, notamment dans le cadre de flux d'espèces entre différents compartiments du paysage, reste peu envisagée. Les méthodes de lutte préventive, basées sur le contrôle

¹ CIRAD / IAC, BP 10001, 98805 Nouméa Cedex, Nouvelle-Calédonie, France.

² Conservatoire Botanique National de Mascarin, 2 rue du Père Georges, 97436 Saint-Leu, la Réunion, France.

³ Université de Metz, Laboratoire Biodiversité et Fonctionnement des Ecosystèmes, Campus Bridoux, Avenue du Général Delestraint, 57070 Metz, France.

⁴ UMR C53 CIRAD / Université Réunion, Peuplements végétaux et Bio-agresseurs en Milieu Tropical, Université de la Réunion, 15 avenue R. Cassin, B.P. 7151, 97415 Sainte-Clotilde Messag. Cedex 9, la Réunion, France.

⁵ Office National des Forêts, Domaine de la Providence, 97488 Saint-Denis Cedex, la Réunion, France.

des introductions et la détection précoce, en relais avec des actions de sensibilisation, apparaissent comme les éléments centraux d'une stratégie de contrôle des plantes invasives qui pourrait être mise en œuvre à l'échelle du sud-est de l'océan Indien.

La valeur biologique des îles océaniques repose sur l'existence de communautés d'espèces peu diversifiées mais très originales. La pression d'introduction et l'intensité des perturbations qui s'exercent dans ces îles d'une part et le caractère dysharmonique des communautés d'autre part rendent ces dernières particulièrement vulnérables aux espèces invasives (Loope & Mueller-Dombois, 1989 ; Cuddihy & Stone, 1990 ; Vitousek *et al.*, 1997). Inversement, les milieux naturels peu perturbés et bien structurés sont susceptibles de résister efficacement aux invasions, comme le montre l'exemple des forêts humides de basse altitude à la Réunion (Strasberg, 1995). L'évaluation des conséquences écologiques des invasions de milieux naturels ou semi-naturels par des espèces exotiques reste délicate (Muller, 2000), entachée d'une grande variabilité méthodologique (Adair & Groves, 1998 ; Parker *et al.*, 1999), et souvent basée sur de simples appréciations visuelles portant sur la structure et la composition des formations végétales envahies (Macdonald *et al.*, 1991 ; Woods, 1997). Les relations de cause à effet sont souvent mal établies et, à de rares exceptions, ne distinguent pas l'effet des perturbations génératrices d'une invasion et l'invasion elle-même (McIntyre & Lavorel, 1994 ; Walker & Smith, 1997). La hiérarchisation des espèces invasives sous l'angle de leur impact écologique est alors biaisée (Parker *et al.*, 1999). Les données évoquant l'extinction d'espèces indigènes à la suite d'une invasion sont quant à elles anecdotiques, spéculatives et basées sur des observations limitées (Gurevitch & Padilla, 2004).

La caractérisation des conséquences écologiques des invasions de plantes représente donc un enjeu majeur pour les îles de l'océan Indien occidental, qui constituent au demeurant un conservatoire de l'évolution de tout premier intérêt (WWF & IUCN, 1994 ; Olson & Dinerstein, 1998 ; Stattersfield *et al.*, 1998 ; Myers *et al.*, 2000 ; Kueffer *et al.*, 2004). Dans cette région du monde, c'est à la Réunion que l'impact écologique des plantes invasives sur l'environnement est le mieux renseigné (Lavergne *et al.*, 2003), bien que des études de ce type, plus ponctuelles, aient également été conduites à Maurice (Vaughan & Wiehe, 1941 ; Lorence & Sussman, 1986, 1988 ; North *et al.*, 1994 ; Florens *et al.*, 1998 ; Bullock *et al.*, 2002). Les premiers témoignages écrits évoquant des invasions de plantes y sont en outre anciens (Jacob de Cordemoy, 1869, 1892 ; Ozoux, 1916). C'est sur la base préalable de la connaissance de cet impact qu'il est devenu possible de bâtir des plans de gestion des milieux naturels, de hiérarchiser les priorités de lutte contre les plantes invasives, mais aussi de sensibiliser le public aux conséquences des invasions (Adair & Groves, 1998).

Cependant, certains espaces dits semi-naturels des Hauts de la Réunion comme les zones pastorales ou agricoles et les étendues forestières cultivées revêtent également un rôle important vis-à-vis des invasions de plantes exotiques (Le Bourgeois & Blanfort, 2005). Fortement imbriqués dans les milieux naturels, ils interviennent en effet au premier plan dans les flux d'espèces invasives entre les différents compartiments du paysage. Selon les pratiques de leurs gestionnaires, ces espaces constituent des sources potentielles de propagation ou au contraire des éléments structurants limitant l'expansion de certaines espèces invasives (Balent *et al.*, 1998 ; Tassin, 2002). Il est donc nécessaire, dans le cadre d'une démarche systémique, de les intégrer dans l'analyse des invasions de plantes au sein des milieux naturels.

Cet article a pour objet de fournir un bilan des méthodes et des résultats relatifs aux études traitant de la connaissance des conséquences écologiques des invasions de plantes à la Réunion, afin de dégager des éléments généraux de stratégie relatifs au contrôle de ces espèces.

LE SITE D'ÉTUDE

La Réunion (21°06S, 55°36E, 2 512 km²), rattachée avec Maurice et Rodrigues à l'archipel des Mascareignes, constitue un carrefour ethnique et géographique situé sur l'ancienne route des Indes. Cette île, la plus haute et la plus vaste des Mascareignes, présente un intérêt conservatoire majeur puisque environ 30 % de la végétation indigène y est encore intacte (Strasberg *et al.*, 2005), contre 2,5 % à Maurice (Page & D'Argent, 1997 ; Mungroo & Tezoo, 1999), tandis qu'elle a quasiment disparu de Rodrigues (Strahm, 1983 ; Dulloo, 1996). On y dénombre environ 250 espèces de Ptéridophytes (Rakotondrainibe *et al.*, 1996) et 660 espèces de plantes à fleurs, dont 220 (33 %) sont endémiques de l'île et 145 (22 %) autres espèces sont endémiques des Mascareignes (Bossier *et al.*, 1976 — à paraître ; Strahm, 1994). Parmi les 32 genres endémiques de l'archipel, 19 sont présents à la Réunion et sept d'entre eux, peut-être huit, y sont strictement endémiques : *Eriothrix* et *Faujasia* (Asteraceae), *Heterochaenia* et *Berenice* (Campanulaceae), *Forgesia* (Escalloniaceae), *Ruizia* (Malvaceae), *Bonnieria* et peut-être *Arnotia* (Orchidaceae).

Le gradient altitudinal de végétation est structuré selon cinq étages originels (Rivals, 1952 ; Cadet, 1977), le taux d'endémisme de la flore augmentant avec l'altitude (Tassin *et al.*, 2004). On distingue classiquement :

— la végétation littorale, excessivement mitée par l'urbanisation et dont quelques témoins persistent encore sur les falaises et côtes rocheuses du sud de l'île ;

— la forêt semi-sèche (série mégatherme semi-xérophile), dont quelques reliques occupent encore les versants de l'ouest jusqu'à 800 m d'altitude environ ;

— la forêt humide de basse et moyenne altitude (série mégatherme hygrophile), qui s'étendait jusqu'à 900 m d'altitude sur la côte est et jusqu'à 1 100 m sur la côte ouest ;

— la forêt pluviale de montagne (série mésotherme hygrophile), représentant le paysage dominant des Hauts entre 800 et 2 000 m, et à laquelle se rattachent les fourrés hyperhumides à *Pandanus montanus*, les fourrés à *Erica reunionensis* de type Avoune et la forêt à *Acacia heterophylla* (Cadet, 1977 ; Strasberg, 1995) ;

— les fourrés d'altitude (série oligotherme hygrophile), dominés par les Ericacées au-dessus de 1 900 m (Cadet, 1974 ; Dupouey & Cadet, 1986), et présentant le taux d'endémicité le plus élevé au sein des habitats de la Réunion (Strasberg *et al.*, 2005 ; Tassin *et al.*, 2004).

L'activité humaine a imbriqué dans ces grandes unités originelles des espaces agricoles, pastoraux et urbains ainsi que des zones de forêt cultivée qui constituent des réservoirs d'espèces exotiques. La destruction des habitats naturels a concouru à une précarisation de la flore indigène au sein de laquelle 11 espèces végétales sont aujourd'hui éteintes, 106 sont menacées et 246 sont en danger de disparition (Dupont *et al.*, 1989 ; Walter & Gillet, 1998 ; GSPOI, 1999). Le dernier dénombrement réalisé recense 432 espèces végétales naturalisées pour plus de 2 000 espèces introduites (Lavergne *et al.*, 1999), dont 62 sont hautement invasives (Macdonald *et al.*, 1991). Les taches d'invasion de plantes exotiques dominent aujourd'hui les paysages au-dessous de 500 m d'altitude environ sur la côte est, et entre 1 000 et 1 500 m sur la côte ouest (Strasberg, 1995 ; Tassin & Rivière, 2003). Seuls deux types d'habitat restent presque totalement indemnes d'invasion de plantes exotiques, tous deux soumis à des conditions d'environnement extrême : les fourrés hygrophiles à *Pandanus montanus* et la végétation arbustive présente sur lapilli au-dessus de 2 000 m d'altitude (Strasberg *et al.*, 2005).

ANALYSE DES MÉTHODES UTILISÉES

LES MÉTHODES DE DIAGNOSTIC

L'analyse des méthodes utilisées à la Réunion pour évaluer les conséquences écologiques des plantes invasives a porté sur l'ensemble des études traitant de ce sujet (Tab. I).

La majorité des méthodes utilisées sont basées sur des relevés de terrain le long d'un gradient d'invasion et relèvent d'une comparaison multi-sites comparant des sites envahis à des sites comparables non envahis. Elles font état d'une diminution de la richesse spécifique ou de la régénération naturelle. L'hypothèse est implicitement réalisée selon laquelle, dans un milieu donné, les sites aujourd'hui préservés correspondent au stade préalable aux invasions observées. Un indice d'abondance (ex. : note de recouvrement selon Braun-Blanquet, méthode des points quadrats) des plantes exotiques et indigènes pour chaque site est le plus souvent utilisé (Blanfort, 1998 ; Lavergne *et al.*, 1999 ; Tassin, 2002 ; Baret & Strasberg, 2005). Ces études font généralement état de corrélations de situations d'invasion avec des paramètres du milieu mais peu d'entre elles intègrent des processus explicatifs tels que la compétition pour les ressources limitatives ou les pratiques des gestionnaires de ces milieux (Blanfort, 1998 ; Gigord *et al.*, 1999 ; Lavergne *et al.*, 2004 ; Baret & Strasberg, 2005 ; Lavergne, 2005). À titre d'exemple, l'analyse des dynamiques des systèmes écologiques prairiaux a été conduite selon une approche systémique où l'évolution des différents types prairiaux décrits a été croisée avec des facteurs explicatifs (Blanfort, 1998). Cette étude a montré l'influence dominante et structurante des facteurs anthropiques sur l'évolution de la flore des prairies, notamment sur la capacité de ces milieux à résister aux invasions d'espèces végétales envahissantes (Balent *et al.*, 1998).

TABLEAU I

Approches d'évaluation de l'impact des espèces invasives dans l'océan Indien. (1) Méthode : CMS = comparaison multi-sites, M = monitoring, C = chronoséquence, E = élimination de l'espèce invasive, P : étude physiologique. (2) Mesure : RS = richesse spécifique, NI = nombre d'individus dans la placette, NG = nombre de graines, A = classe d'abondance, PP = paramètres de la photosynthèse. (3) Analyse statistique : ANOVA = analyse de la variance, AFCVI = analyse factorielle des correspondances sur variables instrumentales

Espèces principales	Source	Milieu	Méthode	Impact	Mesure d'impact	Analyse statistique	Taille de l'échantillon	Unité d'échantillon
<i>Furcraea foetida</i> , <i>Hedychium</i> <i>gardenianum</i> , <i>Rubus</i> <i>alceifolius</i> , <i>Syzygium</i> <i>jambos</i>	Cadet (1977)	Tous types de formations végétales primaires ou secondaires	CMS	Réduction densité et richesse	RS, NI	Analyse descriptive	500 placettes	Placette carrée de 400 m ²
<i>Psidium cattleyanum</i> , <i>Rubus alceifolius</i> , <i>Lantana camara</i>	Macdonald <i>et al.</i> (1991)	Forêt tropicale humide et forêt tropicale semi-sèche	CMS	Appréciation d'un impact écologique global	A	Analyse descriptive	18 transects	Segment de 100 m
<i>Psidium cattleyanum</i> , <i>Lantana camara</i> , <i>Schinus</i> <i>terebenthifolius</i>	Strasberg (1995)	Forêt tropicale humide	CMS, C	Réduction densité plantes natives	NI	Analyse descriptive	4 transects (89 placettes)	Placette carrée de 100 m ²
<i>Pennisetum clandestinum</i> , <i>Acacia mearnsii</i>	Perret <i>et al.</i> (1996)	Agrosystèmes, friches	CMS	Réduction densités de groupes d'invertébrés	NI	Analyse descriptive	5 sites x 10 répétitions	Echantillon de sol (25 cm x 25 cm x 30 cm)
<i>Acacia mearnsii</i> , <i>Ulex europaeus</i> , <i>Lantana camara</i> , <i>Solanum mauritianum</i> , <i>S. torvum</i> , <i>Anthoxanthum odoratum</i> , <i>Pennisetum clandestinum</i>	Blanfort (1998) ; Balent <i>et al.</i> (1999)	Ecosystèmes prairiaux et milieux naturels voisins	CMS	Réduction richesse spécifique, instabilité	RS, NI, A	ANOVA, méthodes d'ordination (AFCVI)	(a) 311 placettes (b) 84 transects parcellaires	(a) Placette de 1 m ² (b) Relevé linéaire de points-quadrats
<i>Psidium cattleyanum</i> , <i>Hedychium flavescens</i> , <i>Duchesna indica</i> , <i>Erigeron karvinskyanus</i> , <i>Fuchsia x exoniensis</i>	Dulai <i>et al.</i> (1998) ; Dulai <i>et al.</i> (2000)	Forêt tropicale humide de montagne	P	Compétition pour l'accès à la lumière	PP	Analyse descriptive, ANOVA	Echantillons de feuilles (5 espèces indigènes, 5 espèces exotiques)	Feuilles

TABLEAU I (suite)

<i>Furcraea foetida</i> , <i>Listea glutinosa</i> , <i>Lantana camara</i> , <i>Leucaena</i> <i>leucocephala</i> , <i>Schinus</i> <i>terebenthifolius</i>	Gigord <i>et al.</i> (1999)	Forêt tropicale semi-sèche	CMS	Réduction densité plantes natives (en particulier <i>Dombeya</i> <i>acutangula</i>)	NI	Analyse descriptive	7 placettes	Placette carrée de 2 500 m ²
<i>Ligustrum robustum</i> subsp. <i>walkeri</i>	Lavergne <i>et al.</i> (1999) ; Lavergne (2000)	Forêt tropicale humide, forêt tropicale semi- sèche	CMS, M (3 ans)	(a) Réduction densité plantes natives, (b) réduction régénération plantes natives	NI	Analyse descriptive	(a) 12 placettes (b) 4 placettes	(a) Placette carrée de 156 m ² (b) Placette carrée de 39 m ²
<i>Acacia mearnsii</i>	Tassin (2002) ; Tassin & Balent (2004)	Fourrés éricoides d'altitude, friches	(a) CMS (b) CMS, C	(a) réduction densité et richesse en oiseaux, (b) colonisation	RS, NI, A	ANOVA, méthodes d'ordination (AFCVI)	(a) 360 placettes (b) 199 placettes	(a) Placettes circulaires (r = 150 m) (b) Placettes circulaires (r = 3,50 m)
<i>Hedychium</i> <i>gardnerianum</i>	Lavergne <i>et al.</i> (2003)	Forêt tropicale humide	E	Réduction richesse et densité en plantes (individus et graines) natives, réduction de la lumière	RS, NI, NG, PP	Non précisé	100 placettes (50 traitées, 50 non traitées)	Placette carrée de 1 m ²
<i>Rubus alceifolius</i>	Baret <i>et al.</i> (2004) ; Baret <i>et al.</i> (2005)	Transect altitudinal de la végétation côtière à la forêt tropicale humide de montagne	CMS, M	Colonisation	NG, A	ANOVA, analyse descriptive	(a) 6 sites, 8 échantillons par site (sol) (b) 3 sites, 10 à 20 individus par site	(a) 10 × 10 × 3 cm ³ (b) individus

Cette première approche, qui reste le plus souvent de type analytique, a donc pour défaut de ne dégager que des tendances basées sur des corrélations d'observations (Adair & Groves, 1998). On observe de surcroît que seules trois études utilisent des bio-indicateurs animaux tels que la macrofaune du sol, la malacofaune ou l'avifaune (Perret *et al.*, 1996 ; Tassin, 2002 ; Lavergne *et al.*, 2004), mais aucune ne s'appuie sur les modifications de l'entomofaune. Les travaux de Attié *et al.* (2005) montrent cependant que les Hémiptères pourraient constituer un groupe indicateur pertinent dans la mesure où il répond lui-même fortement au degré de perturbation.

Un deuxième type d'approche consiste à conduire des expérimentations en manipulant directement les sites envahis. Dans l'absolu, l'introduction puis le suivi de l'invasion d'une plante exotique constitue la seule démarche irréprochable pour évaluer son impact écologique (Adair & Groves, 1998). Néanmoins, la difficulté de devoir alors assurer une démarche diachronique de suivi du devenir de l'introduction et d'être conduit à introduire volontairement une espèce invasive au sein d'un espace préservé en réduisant l'emploi. De fait, une telle démarche n'a été utilisée que pour analyser l'impact de *Pennisetum clandestinum* sur les caractéristiques des sols cultivés (Perret *et al.*, 1996). La suppression expérimentale d'une plante invasive permet à l'inverse de mesurer plus aisément son impact, dans la mesure néanmoins où les méthodes de contrôle n'affectent pas la diversité et n'induisent pas de perturbations supplémentaires (Morrison, 1997). Le seul exemple de ce type d'approche relève de l'étude de l'effet de la suppression de *Hedychium gardnerianum* sur la régénération de la flore indigène (Lavergne *et al.*, 2003, 2004 ; Lavergne, 2005). Ce type de démarche peut être étayé par des mesures physiologiques, mais les seules à avoir été réalisées dans ce cadre ont été déconnectées des situations de terrain (Dulai *et al.*, 1998, 2000).

Les plans d'échantillonnage présentent une grande variabilité. Chaque étude privilégie généralement un niveau d'organisation particulier, rarement plusieurs. Seuls le diagnostic effectué sur l'invasion de *Acacia mearnsii* (Tassin, 2002) et l'étude de la dynamique de systèmes écologiques prairiaux (Blanfort, 1998) reposent sur une approche hiérarchique des niveaux d'organisation, s'appuyant sur la théorie de la hiérarchie des systèmes écologiques (Allen & Starr, 1982). La taille des placettes varie elle-même considérablement et couvre des aires d'investigation également très variables (Tab. I). L'appréciation de la richesse spécifique est réalisée dans des placettes allant de 1 m² (Blanfort, 1998 ; Lavergne *et al.*, 2003 ; Lavergne, 2005) à 400 m² (Cadet, 1977). De même, le choix du grain d'analyse, que l'on peut définir comme la taille de l'unité élémentaire d'observation et qui conditionne les possibilités de détecter les processus écologiques en place (Wiens, 1989), n'est pratiquement jamais évalué. Or il apparaît par exemple que les relations entre les types de paysages envahis et les oiseaux ne sont pas les mêmes selon la taille du grain que l'on utilise (Tassin, 2002). Les travaux sur les systèmes écologiques prairiaux ont également montré la propriété filtrante des techniques d'observation à travers l'influence déterminante des échelles d'observation. L'approche phytosociologique stationnelle s'avère performante dans la mise en évidence de la diversité floristique. Sa capacité de détection des faciès marginaux ou d'invasion est donc un atout pour l'établissement de la structure de la végétation prairiale. L'approche agro-écologique au niveau de la parcelle, par des relevés linéaires, s'avère par contre beaucoup plus sensible sur le recensement des espèces du fond prairial. Elle permet d'obtenir une base floristique plus homogène où l'expression des relations entre les pratiques des éleveurs et la végétation apparaît de façon plus cohérente grâce au filtrage du « bruit de fond » (Blanfort, 1998).

De la même manière, les effets de la pression d'échantillonnage et du niveau d'acuité de l'observation (temps moyen consacré à un relevé) sont rarement testés. Dans le cas de l'utilisation de l'avifaune prise comme bio-indicateur de la biodiversité des milieux envahis à l'échelle des paysages, il est pourtant établi que les résultats dépendent de la durée de l'observation (Tassin & Rivière, 2004). Concernant la malacofaune, le temps de recherche nécessaire pour obtenir une représentation significative de l'ensemble des espèces de mollusques présents sur le site d'étude est de 30 minutes par mètre carré (Cowie, 2001). S'il s'agit par contre de relevés floristiques, l'aptitude à identifier les plantes présentes, notamment au stade juvénile, prévaut alors sur le temps consacré au relevé.

Enfin l'impact des invasions de plantes sur les successions de végétation est appréhendé de manière essentiellement synchronique. Les trois études qui s'y réfèrent traitent respectivement de l'invasion de coulées de lave d'âge connu (Strasberg, 1995), de l'évolution de la composition floristique de taches d'invasion d'*Acacia mearnsii* datées par utilisation d'un jeu de photographies aériennes correspondant à plusieurs dates (Tassin, 2002), et de séquences dynamiques de la végétation pastorale (Blanfort, 1998). Dans les trois cas, les trajectoires se caractérisent par des processus de dégradation parfois accompagnés d'évolutions non réversibles.

LES CRITÈRES DE HIÉRARCHISATION DES PRIORITÉS D'INTERVENTION

De manière à établir des priorités de gestion des habitats ou des espèces invasives, il apparaît opportun de hiérarchiser l'impact de ces dernières selon une liste de critères pondérés. Macdonald *et al.* (1991) utilisent cinq critères de hiérarchisation (abondance, potentiel d'extension, vitesse de propagation, difficulté de contrôle, impact écologique) entrant dans le calcul d'une note globale et établissent un indice de valeur biologique des écosystèmes envahis, en appliquant une méthode utilisée en Afrique du Sud (Macdonald & Jarman, 1984). Dans les îles du sud-ouest de l'océan Indien, cette démarche essentielle de hiérarchisation n'a été entreprise qu'à la Réunion (Kueffer & Vos, 2003). La hiérarchisation des espèces nécessite néanmoins d'être réactualisée régulièrement afin de prendre en compte de nouvelles invasions. On peut citer par exemple les récentes invasions de *Dichrostachys cinerea* dans les reliques de forêt semi-sèche, *Ulex europaeus* dans la série oligotherme, *Fraxinus floribunda* dans les Hauts de Saint-Denis, *Ageratina riparia* qui a conquis toute l'île en moins de dix ans ou *Cortaderia selloana* qui a colonisé une ravine dans le cirque de Salazie (Lavergne, 2002 ; Triolo, 2004), dont aucune d'entre elles n'a pu être prise en compte par Macdonald *et al.* (1991).

ANALYSE DES RÉSULTATS OBTENUS

LES MODES DE COMPÉTITION EN JEU

Les modes de compétition pour l'accès aux ressources limitatives restent difficiles à évaluer et sont de ce fait souvent mis en avant sans être véritablement précisés ni quantifiés. Il demeure souvent difficile de distinguer l'impact d'une plante invasive de l'effet des perturbations antérieures à son apparition : s'il existe une corrélation entre l'invasion observée et l'appauvrissement concomitant de la flore, il n'y a pas nécessairement de lien de causalité (Simberloff, 1990). De manière générale, les effets de compétition liés aux ressources limitatives font l'objet de peu d'expérimentations (Woods, 1997 ; Zavaleta & Hulvey, 2004), mais sont pourtant mis en avant dans les descriptions d'invasion à la Réunion. Les vrais mécanismes de causalité y sont plus souvent suspectés qu'étudiés, tels par exemple les processus allélopathiques supposés de *Acacia mearnsii*, *Lantana camara*, *Ligustrum robustum* subsp. *walkeri* ou *Syzygium jambos* (Cadet, 1977 ; Lavergne, 1978 ; Lavergne *et al.*, 1999 ; Lavergne, 2000 ; Schmitt & Rivière, 2002 ; Tassin, 2002 ; Kueffer & Vos, 2003) ou la compétition pour la lumière d'espèces invasives comme *Fuchsia magellanica*, *Furcraea foetida*, *Hedychium gardnerianum*, *Ligustrum robustum*, *Rubus alceifolius* ou *Syzygium jambos* (Cadet, 1977 ; Strasberg, 1995 ; Tassin, 2002 ; Baret, 2002 ; Kueffer & Vos, 2003 ; Lavergne *et al.*, 2004 ; Baret *et al.*, 2005 ; Lavergne, 2005).

À la Réunion, l'activité photosynthétique des plantes invasives se révèle plus performante que pour les espèces indigènes relevant des communautés envahies. En forêt de Bélouve, les paramètres photosynthétiques étudiés au sein d'un groupe d'espèces exotiques invasives (*Hedychium flavescens*, *Duchesnea indica*, *Erigeron karvinskianus*, *Fuchsia x exoniensis*, *Psidium cattleianum*) sont significativement plus efficaces que pour les espèces indigènes témoins (*Acacia heterophylla*, *Aphloia theiformis*, *Cordyline mauritiana*, *Cyathea glauca*, *Forgesia racemosa*) (Dulai *et al.*, 2000). Parallèlement, il est établi qu'une couverture de *Hedychium gardnerianum* absorbe 85 à 95 % du flux de photons (PPFD) arrivant au sol (Lavergne *et al.*, 2003). La compétition exercée par les plantes invasives pour l'accès à la lumière procède donc à la fois d'une diminution de l'accès à cette ressource pour

les plantes indigènes mais également d'une meilleure efficacité photosynthétique ou d'une plus grande surface foliaire (Lavergne, 2000 ; Tassin, 2002). La régénération des plantes indigènes s'en trouve parfois significativement diminuée comme cela a été quantifié dans des sites envahis par *Hedychium gardnerianum* (Lavergne *et al.*, 2003, 2004 ; Lavergne, 2005). De manière semblable, l'accès aux ressources minérales du sol est souvent plus important chez les espèces invasives que chez les espèces indigènes (Davis *et al.*, 2000). Par exemple, la ramification racinaire des plantules de *Syzygium jambos*, espèce invasive, est significativement plus élevée que celle de *Syzygium cymosum*, espèce indigène, ce qui lui permet de mieux accéder aux ressources du sol (Schmitt & Rivière, 2002).

Concernant les systèmes écologiques prairiaux, un des facteurs clés de la dynamique d'invasion réside dans le niveau de prélèvement par les bovins. La sous-consommation d'herbe ou le surpâturage, selon la saison, sont des causes d'invasion des pâturages en modifiant les rapports de compétition entre les espèces et l'expression de la banque de graines. La sous-nutrition des pâturages engendre également une compétition à l'égard des ressources minérales du sol en faveur des espèces invasives (Balent *et al.*, 1998, 1999).

Des effets de compétition peuvent également se manifester à l'encontre d'espèces indigènes possédant des traits de vie similaires ou occupant des niches écologiques semblables. Une plante introduite dans une communauté d'espèces indigènes peut en effet assurer la même fonction qu'une ou plusieurs espèces déjà présentes. Il se pourrait par exemple que l'espèce endémique *Boehmeria stipularis* (Urticaceae) et l'espèce exotique invasive *B. macrophylla*, qui occupent la même niche écologique (C. Lavergne, obs. pers.), entrent en compétition dans les ravines humides. De la même façon, des plantes invasives mellifères peuvent détourner des pollinisateurs à leur profit mais au détriment d'espèces indigènes (Cheke, 1987). Chez ces dernières, la diminution de l'activité des pollinisateurs peut alors induire une réduction de la fructification et compromettre la régénération (Aizen & Feinsinger, 1994). Cependant ceci ne saurait être généralisé, comme l'a montré Kaiser (2005) en étudiant la compétition entre *Psidium cattleianum* (exotique invasive) et *Bertiera zaluzania* (endémique de Maurice) pour l'accès aux pollinisateurs, aucune compétition n'apparaissant à ce titre entre les deux espèces. L'auteur montre qu'il n'existe aucune compétition directe ou indirecte pour les pollinisateurs. Au-delà d'observations portant sur le comportement alimentaire d'oiseaux nectarivores (Gill, 1971 ; Barré *et al.*, 1996), les études précisant un tel mode d'impact indirect à la Réunion restent rares et hypothétiques. Cependant la raréfaction de *Dombeya acutangula* pourrait s'expliquer de cette manière, les pollinisateurs étant potentiellement détournés par *Acacia farnesiana*, *Jatropha gossypifolia* ou *Schinus terebenthifolius* (Gigord *et al.*, 1999). Cette même raréfaction pourrait alors participer à celle de deux papillons, *Salamis augustina* et *Antanartia borbonica borbonica*, tous deux pollinisateurs actifs de *D. acutangula* (Dupont *et al.*, 1989 ; Gigord *et al.*, 1999). Le genre *Dombeya* étant activement pollinisé par *Zosterops borbonica* (Gill, 1971), il est également possible que cet oiseau endémique pâtisse également de la raréfaction de *D. acutangula*.

LES CONSÉQUENCES SUR LA COMPOSITION DES SYSTÈMES ÉCOLOGIQUES

Dans l'ensemble de l'océan Indien occidental, aucune disparition d'espèce n'est directement imputable aux invasions de plantes (Mauremootoo, 2003). La plupart des travaux de recherche conduits dans le domaine des espèces végétales invasives à la Réunion montrent cependant une homogénéisation de la structure des peuplements et un appauvrissement des communautés d'espèces végétales au niveau de chaque habitat envahi (Cadet, 1977 ; Chevennement, 1990 ; Macdonald *et al.*, 1991 ; Strasberg & Thébaud, 1992 ; Strasberg, 1994, 1995 ; Blanfort, 1998 ; Gigord *et al.*, 1999 ; Lavergne *et al.*, 1999 ; Tassin, 2002 ; Lavergne *et al.*, 2003 ; Tassin & Balent, 2004). Le remplacement progressif d'une espèce par une autre est évoqué pour deux espèces invasives, *Acacia mearnsii* et *Rubus alceifolius*, à l'égard de *Acacia heterophylla* (Baret, 2002 ; Tassin, 2002). Les trajectoires de la végétation pastorale établies sur quelques décennies (Blanfort *et al.*, 1997) mettent en évidence au sein de systèmes perturbés des évolutions non réversibles liées à une invasion par deux espèces exotiques : *Acacia mearnsii* et *Ulex europaeus*. L'impact des invasions de plantes

sur la faune, souvent peu documenté de manière générale (Adair & Groves, 1998), n'est de fait que rarement envisagé dans le cadre des recherches conduites à la Réunion.

Bien que se manifestant plus rarement pour les plantes, des mécanismes d'hybridation ou d'introgession accompagnant une invasion peuvent intervenir dans la raréfaction d'une espèce végétale (Rhymer & Simberloff, 1996 ; Williamson, 1996 ; Adair & Groves, 1998). L'impact génétique des invasions de plantes n'a jamais été étudié dans l'océan Indien occidental (Kueffer & Vos, 2003). À la Réunion cependant, de tels mécanismes pourraient intervenir entre *Acacia heterophylla* (endémique) et *Acacia longifolia* (exotique), s'agissant d'espèces étroitement apparentées (Coulaud *et al.*, 1995). À la Réunion, les seules études génétiques réalisées dans le domaine des invasions de plantes ont porté sur la structure des populations de *Rubus alceifolius* (Ansellem, 2000 ; Ansellem *et al.*, 2000 ; Ansellem *et al.*, 2001) et de *Ligustrum robustum* subsp. *walkerii* (Shaw & Milne, 2000 ; Milne & Abbott, 2004).

LES CONSÉQUENCES SUR LES PROCESSUS ÉCOLOGIQUES

L'impact majeur des plantes invasives relève le plus souvent de l'altération des processus écologiques en place (Simberloff, 1990 ; Vitousek *et al.*, 1997 ; Woods, 1997). En particulier, un changement de fréquence ou d'intensité des perturbations peut avoir des répercussions profondes sur les successions végétales (Walker & Smith, 1997). Les effets les plus importants se manifestent lorsque des changements de biomasse modifient alors la vulnérabilité des écosystèmes au feu, au vent, à l'érosion ou aux animaux herbivores (Woods, 1997). Dès les années 1880, le botaniste Jacob de Cordemoy s'inquiétait ainsi de l'invasion de *Casuarina equisetifolia* sur la colonisation des coulées de lave de Sainte-Rose et Saint-Benoît par la végétation indigène (Lavergne, 1978). Il est depuis démontré que les plantes invasives présentes sur ces coulées peuvent y bouleverser les successions primaires (Chevennement, 1990 ; Macdonald *et al.*, 1991 ; Strasberg, 1994). En particulier, les plantes ligneuses ornithochores tardives sont dominées par des arbustes exotiques (Strasberg, 1995), dont la dispersion est facilitée par des passereaux tant exotiques qu'indigènes (Strasberg & Thébaud, 1992 ; Strasberg, 1994 ; Mandon-Dalger *et al.*, 2004). Bien que cela n'ait pas été démontré, des situations similaires sont probables en bord de mer avec *Prosopis juliflora*, susceptible de stocker le sel dans le système racinaire et de modifier ainsi durablement la composition minérale du sol (Simberloff, 1990), ou dans les Hauts de l'île avec la plupart des légumineuses invasives (ex. : *Acacia mearnsii*, *Ulex europaeus*) qui, modifiant les teneurs en azote du sol, sont capables de changer l'orientation des successions secondaires (Witkowski, 1991).

Certaines essences invasives peuvent en outre conduire à un assèchement relatif des horizons supérieurs du sol (Samways *et al.*, 1996 ; Walker & Smith, 1997 ; Williamson, 1996). Cadet (1977) évoque par exemple le rôle desséchant de la litière de *Casuarina equisetifolia* constituée de ramules desséchées impropres à la germination d'espèces indigènes. A la Réunion aucune recherche n'a cependant été conduite sur ce thème, à l'exception de l'étude de la vitesse d'infiltration de l'eau, significativement plus élevée sous une tache d'*Acacia mearnsii* ayant colonisé un champ abandonné que dans une parcelle cultivée (Perret *et al.*, 1996). La littérature fournit également de nombreux exemples d'invasions altérant la fréquence et l'intensité des feux, en modifiant l'inflammabilité de la végétation (Simberloff, 1990 ; Van Wilgen & Richardson, 1985 ; Versfeld & Van Wilgen, 1986). Dans les formations naturelles des Hauts de la Réunion, *Ulex europaeus*, *Holcus lanatus* et *Melinis minutiflora*, particulièrement inflammables, faciliteraient la propagation du feu (Figier & Soulères, 1991 ; Macdonald *et al.*, 1991 ; Lavergne, 2002), mais cela n'a toutefois pas davantage été démontré.

En alourdissant la canopée et agrégeant les arbres les uns aux autres, les lianes exotiques peuvent également accroître les dégâts du vent et générer des chablis plus importants, ce qui peut théoriquement favoriser de nouvelles invasions (Figier & Soulères, 1991 ; Kueffer & Vos, 2003). Il faut toutefois considérer que les chablis en forêt naturelle réunionnaise restent d'une ampleur réduite (Strasberg, 1995). La sensibilité aux cyclones des taches d'invasion de *Acacia mearnsii* est également suggérée mais reste non précisée (Soulères, 1992 ; Tassin, 2002). Enfin *Rubus alceifolius*, qui colonise certains remparts érodés, peut

être arraché par des vents cycloniques violents sur les parois verticales et entraîner des effondrements (C. Lavergne, obs. pers.).

LA MISE À DISPOSITION DE NOUVEAUX HABITATS OU RESSOURCES

On ne peut considérer les conséquences écologiques de ces invasions de plantes comme *a priori* exclusivement négatives (Low, 1999). La durabilité des impacts écologiques d'espèces invasives reste généralement peu documentée, ceux-ci n'étant étudiés que depuis peu. Certains auteurs ont envisagé ces effets comme passagers (Perrier de la Bâthie, 1928 ; Egler, 1942), des exemples attestant de la colonisation possible de la végétation indigène au sein de taches d'invasion (De Pietri, 1992 ; Woods, 1997). Au sein des peuplements d'*Acacia mearnsii* de la Réunion, les quelques essences indigènes présentes ne sont cependant observées qu'à proximité de reliques de forêt primaire, à un stade de développement peu avancé, et de manière peu fréquente (Tassin, 2002).

Une plante invasive peut également introduire une ressource nouvelle (ex. : nectar, fruits) dans son milieu d'accueil, dont peuvent bénéficier les communautés animales. L'avifaune indigène de la Réunion investit parfois des habitats envahis. Les taches d'invasion d'*Acacia mearnsii* présentent une densité élevée en Hémipode de Madagascar *Turnix nigricollis* qui se nourrit en partie de la macrofaune présente dans la litière (Tassin, 2002). *Ulex europaeus*, *Cuphea ignea* et plusieurs espèces du genre *Fuchsia* (*F. magellanica*, *F. x exoniensis*, *F. boliviana*) fournissent une ressource en nectar pour l'Oiseau-lunettes vert *Zosterops olivaceus* (Gill, 1971 ; Barré *et al.*, 1996). L'Oiseau-lunettes gris *Zosterops borbonicus borbonicus* visite les fleurs du Tulipier du Gabon (*Spathodea campanulata*), dont il assure peut-être la pollinisation (C. Lavergne, obs. pers.). Dans d'autres îles de l'océan Indien occidental, certaines espèces rares de l'avifaune tirent également parti des invasions de plantes, comme *Zosterops modestus* aux Seychelles, *Dicrurus fuscipennis* aux Comores, *Fouodia rubra* à Maurice ou encore *Fouodia flavicans* et *Acrocephalus rodericanus* à Rodrigues (Kueffer & Vos, 2003). Dans cette dernière île, en particulier dans la réserve de la Grande Montagne, la lutte contre *Syzygium jambos* est conduite de manière progressive pour éviter la disparition d'un couvert arboré dans lequel nichent ces deux espèces d'oiseaux, et permettre que la végétation indigène se rétablisse dans le cadre d'un programme de restauration. De manière générale, le rôle refuge de la flore exotique à l'égard de l'entomofaune indigène au sein d'espaces naturels dégradés reste également à évaluer. Certaines plantes invasives, en particulier *Dichrostachys cinerea* et *Schinus terebenthifolius* servent en effet d'hôtes à de nombreuses espèces d'insectes (Guillermet & Rochat, comm. pers.). Par suite de la raréfaction de *Obetia ficifolia* (Urticaceae) sur laquelle sa chenille se développait, le très rare *Antanartia borbonica borbonica* (Lépidoptère) s'est ainsi reporté sur *Boehmeria macrophylla* et *B. penduliflora*, autres Urticacées mais d'origine exotique (Guillermet, 2004). Des informations plus précises concernant la distribution de *A. borbonica borbonica* sont nécessaires pour permettre à l'Office National des Forêts (ONF), gestionnaire des espaces naturels, d'intervenir de manière raisonnée dans le contrôle éventuel de *B. macrophylla*, les aires de répartition de ces deux espèces ne se recouvrant pas nécessairement.

Mais cette mise à disposition de nouvelles ressources alimentaires peut également faciliter de nouvelles invasions. À la Réunion, c'est le cas de plantes à fruits charnus (ex. : *Ardisia crenata*, *Clidemia hirta*, *Flacourtia spp.*, *Fuchsia spp.*, *Hedychium spp.*, *Lantana camara*, *Ligustrum robustum subsp. walkeri*, *Litsea glutinosa*, *Psidium cattleianum*, *Rubus alceifolius*, *Schinus terebenthifolius*, *Solanum mauritianum*) dont s'alimentent plusieurs oiseaux exotiques d'introduction relativement récente comme le Rossignol du Japon *Leiothrix lutea* (Tassin & Rivière, 2001) ou le Bulbul orphée *Pycnonotus jocosus* (Mandon-Dalger *et al.*, 1999). L'invasion de *Clidemia hirta* dans l'est de l'île apparaît ainsi étroitement liée à celle de *Pycnonotus jocosus* (Mandon-Dalger *et al.*, 2004). De façon plus générale, de nombreuses espèces introduites sont devenues invasives grâce à une relation mutualiste avec un disséminateur introduit. De manière générale, l'augmentation des synergies entre espèces exotiques entraîne alors une diminution de la résistance des écosystèmes indigènes aux invasions (Wheelwright, 1988 ; Richardson *et al.*, 2000).

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

MIEUX CONNAÎTRE L'IMPACT POUR MIEUX LUTTER

La poursuite de programmes de recherche sur les conséquences écologiques des invasions de plantes à la Réunion constitue l'un des préalables à l'établissement selon des critères scientifiques d'une stratégie de contrôle des populations de chaque espèce (Hobbs & Humphries, 1995 ; Walker & Smith, 1997). S'il n'apparaît pas légitime aux yeux de chacun de devoir attendre que ces recherches aboutissent pour engager des programmes de lutte, il faut néanmoins considérer que ces derniers ne peuvent qu'être améliorés par la connaissance de l'impact écologique des invasions et de leurs dynamiques (Muller, 2000). L'impact écologique des plantes invasives à la Réunion apparaît certes relativement bien documenté mais, comme précisé plus haut, certains secteurs restent peu explorés. Les bases méthodologiques demeurent en outre peu homogènes et peu comparables, utilisées le plus souvent à l'échelle exclusive des communautés d'espèces, et en accordant le plus souvent peu de place à la modification des processus écologiques et aux conséquences sur les communautés animales. Peu de travaux de recherche prennent en compte l'homme et ses interventions, qu'il soit gestionnaire ou utilisateur de ces milieux. Une approche davantage systémique, décloisonnant les milieux anthropiques des milieux naturels, tenant mieux compte des flux d'espèces entre les différents compartiments du paysage, reste à promouvoir. Une difficulté tient également au manque de données décrivant les assemblages d'espèces ou les processus écologiques au sein des milieux non envahis. La majorité des études écologiques sont en effet conduites dans le domaine thématique propre des invasions et les travaux relatifs aux dynamiques de végétation demeurent de caractère encore très récent (Litrico, 2004 ; Rivière *et al.*, 2004). En l'absence de ces indispensables connaissances sur le fonctionnement des écosystèmes indigènes, il apparaît beaucoup plus difficile de tenter de ramener ces systèmes vers un état préalable à leur invasion.

La hiérarchisation des conséquences écologiques selon les plantes et les sites reste une priorité d'action de recherche pour organiser la gestion des milieux naturels et aider les décideurs à positionner les programmes de lutte. Les éléments de hiérarchisation disponibles doivent être réactualisés. Au-delà des actions de détection et d'intervention précoce qui s'imposent pour des raisons d'optimisation des coûts d'intervention s'agissant d'espèces nouvellement identifiées sur l'île, il apparaît également souhaitable, dans le cas d'espèces invasives plus anciennement établies, de déterminer des seuils d'invasion, variables selon les milieux envahis, au-delà desquels la réalisation d'un programme de lutte doit être immédiatement engagée.

Une analyse de l'impact à l'échelle régionale pourrait être envisagée dans la mesure où certaines espèces exotiques sont invasives ou sont susceptibles de le devenir dans pratiquement toutes les îles de l'océan Indien occidental (Kueffer & Vos, 2003 ; Kueffer & Lavergne, 2004). Cela permettrait de mobiliser des moyens plus importants pour entreprendre par exemple des programmes de lutte biologique d'ampleur régionale comme cela est pratiqué pour la mouche des fruits avec l'appui de la Commission de l'océan Indien (COI). Une première étape a été réalisée dans ce sens avec la réunion d'un atelier régional organisé par la COI aux Seychelles sur le thème des espèces exotiques invasives et de la réhabilitation des écosystèmes terrestres (Mauremootoo, 2003).

De manière complémentaire, les coûts mais également les conséquences écologiques des diverses opérations de lutte exercées à l'encontre des plantes invasives demeurent à évaluer de manière précise. L'évaluation des coûts engendrés par le contrôle des espèces invasives assuré par l'ONF reste encore globale (Brondeau & Hivert, 2003) et seul l'impact sur les écosystèmes indigènes de la lutte mécanique contre le Longose (*Hedychium gardnerianum*) est évalué (Lavergne *et al.*, 2003, 2004 ; Lavergne, 2005). Un changement d'échelle en faveur d'une connaissance localisée et spécifique des coûts des interventions et de leurs conséquences apparaît indispensable.

ADOPTER UNE STRATÉGIE DE LUTTE BEAUCOUP PLUS PRÉVENTIVE

Les méthodes de lutte mécanique ou chimique actuelles contre certaines plantes invasives établies depuis longtemps (ex. : *Hedychium gardnerianum*, *Psidium cattleianum*, *Syzygium jambos*) restent peu efficaces et peu durables à long terme (Brondeau & Hivert,

2003). Face aux invasions de grande étendue, de coûteux programmes de lutte biologique ont été déployés pour lutter contre *Ligustrum robustum* et *Rubus alceifolius* (Le Bourgeois *et al.*, 2003 ; Le Bourgeois, 2004). Dans un souci de meilleure efficacité et de rentabilité optimale, il apparaît essentiel d'intervenir le plus en amont possible et d'évaluer *a priori* les risques écologiques liés à toute nouvelle introduction (Reichard, 1997). L'approche taxinomique des invasions, basée sur des informations statistiques d'invasions avérées (Williamson & Fitter, 1996), permet d'identifier les familles de plantes à risques (Binggeli, 1996). Certaines sont déjà connues pour présenter des risques élevés pour la Réunion, comme les Acanthacées (Meyer & Lavergne, 2004) ou les Mimosacées (Tassin, 1999). En outre on sait que les plantes ornementales entrent au premier rang des espèces invasives dans l'océan Indien (Kueffer & Vos, 2003). Une attention particulière pourrait donc être réservée, au sein de ces familles, aux espèces clés de voûte potentielles, dont l'impact sur les flux de matière et d'énergie peut être déterminant (Joly, 2000).

Les normes internationales adoptées par la Convention Internationale pour la Protection des Végétaux restant peu adaptées à l'analyse de risques des végétaux invasifs des milieux naturels et cultivés, l'Organisation Européenne et Méditerranéenne de Protection des Plantes (OEPP) encourage les organisations nationales de protection des végétaux à travailler sur les plantes invasives et notamment sur l'analyse et la gestion du risque (Le Bourgeois *et al.*, 2003). C'est dans ce sens qu'à la Réunion, le Service de Protection des Végétaux a conduit l'adaptation des normes OEPP d'analyse de risques aux plantes invasives (Le Bourgeois *et al.*, 2003). L'outil « Analyse de Risque d'Invasion » (ARI) pourrait être utilisé d'un point de vue réglementaire pour limiter les introductions d'espèces végétales aux frontières. Brondeau & Hivert (2003) suggèrent l'adoption de listes rouge (risque maximum) et verte (risque minimum) harmonisées au plan régional en s'appuyant sur des bases de données restant à créer. Une option plus radicale pourrait consister à n'autoriser l'introduction d'une plante qu'après en avoir démontré l'innocuité à l'égard de l'environnement, ceci au terme d'une étude dont les frais seraient couverts par le candidat à l'introduction.

Lorsqu'une nouvelle invasion est constatée, une évaluation même sommaire des conséquences écologiques combinée à des expérimentations comparant diverses méthodes d'intervention est vivement souhaitable en préalable à une intervention précoce (Muller, 2000 ; Triolo, 2004). L'ONF a ainsi mis en place en 2002 une procédure de détection précoce débouchant sur une intervention rapide (Brondeau & Hivert, 2003). Certaines invasions préoccupantes nouvellement détectées (voir Lavergne, 2002) restent cependant en attente d'intervention. Or le contrôle total des introductions ne suffirait pas pour éviter de telles invasions dans la mesure où de nombreuses espèces dites dormantes sont présentes dans des milieux anthropiques (jardins, forêts cultivées, prairies et cultures). Le contrôle de ces espèces, dont certaines peuvent parfois être observées en limite des milieux naturels, passe par la sensibilisation et l'implication des acteurs.

MIEUX SENSIBILISER ET DAVANTAGE IMPLIQUER LES ACTEURS

La sensibilisation des populations est la première priorité. L'implication plus directe des populations dans des programmes de lutte contre les plantes invasives, comme cela est pratiqué à Rodrigues (Payendee, 2003), s'avérerait fructueuse. À la Réunion des opérations de ce type ont déjà été réalisées, notamment par l'intermédiaire de la Société Réunionnaise d'Etude et de Protection de l'Environnement (SREPEN), informant la population réunionnaise des menaces possibles que présente la culture de *Cyathea cooperi*, fougère arborescente d'origine australienne. Dans le domaine des plantes ornementales, auquel se rattachent la majeure partie des espèces invasives menaçant les espaces naturels de la Réunion (Meyer & Lavergne, 2004), des programmes de sensibilisation ambitieux restent à mettre en place.

Les travaux sur la dynamique de la végétation des prairies se sont intéressés aux processus d'invasion sous le jeu des pratiques de gestion du pâturage, en relation directe avec les éleveurs, afin de mettre au point des outils de gestion des ressources prairiales. Les changements de pratiques, assimilés à des perturbations, modifient en effet les caractéristiques des écosystèmes prairiaux. Quand ils deviennent instables, ces systèmes sont plus facile-

ment soumis à des invasions d'espèces exotiques, qui peuvent alors constituer une menace pour la végétation naturelle en tant que réservoirs de propagules d'espèces invasives (Balent *et al.*, 1998). Au regard des nouvelles préoccupations environnementales (projet du Parc National des Hauts de la Réunion), les outils mis au point sont désormais mobilisés en liaison avec des cahiers des charges qui devront être respectés par les éleveurs. Dans cette optique, des études en cours visent à mettre en relation la biodiversité floristique des prairies et de l'ensemble des milieux naturels environnants avec les pratiques des gestionnaires de ces espaces (éleveurs, forestiers).

À terme il s'agit de fournir aux gestionnaires des différents milieux concernés par les invasions de plantes des éléments facilitant la nécessaire conciliation de l'activité humaine et de la conservation de la biodiversité. Pour ce faire, la création de structures fédératrices reste nécessaire, à l'échelle de l'île mais également à des échelles plus englobantes. À la Réunion, un Comité des Invasions Biologiques a été constitué en mars 2003 à l'initiative de la Direction Régionale de l'Environnement. Il est appelé à fonctionner dans le cadre du Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel (CSRPN). Une mise en synergie avec les structures de ce type intervenant dans cette région du monde, mais également dans les autres territoires d'outre-mer français, apparaît également souhaitable.

RÉFÉRENCES

- ADAIR, R.J. & GROVES, R.H. (1998). — *Impact of environmental weeds on biodiversity: a review and development of a methodology*. Canberra, National Weeds Program.
- AIZEN, M.A. & FEINSINGER, P. (1994). — Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology*, 75: 330-351.
- ALLEN, T.F.H. & STARR, T.B. (1982). — *Hierarchy: perspectives for ecological complexity*. University of Chicago Press, Chicago.
- AMSELLEM, L. (2000). — *Comparaison entre aires d'origine et d'introduction de quelques traits biologiques chez Rubus alceifolius Poir. (Rosaceae), plante envahissante dans les îles de l'océan Indien*. Thèse USTL Montpellier II, Montpellier, France.
- AMSELLEM, L., NOYER, J.L. & HOSSAERT-MCKEY, M. (2001). — Evidence for a switch in the reproductive biology of *Rubus alceifolius* (Rosaceae) towards apomixis, between its native range and its area of introduction. *Am. J. Bot.*, 88: 2243-2251.
- ANSELLEM, L., NOYER, J.L., LE BOURGEOIS, T. & HOSSAERT-MCKEY, M. (2000). — Comparison of genetic diversity of the invasive weed *Rubus alceifolius* Poir. (Rosaceae) in its native range and in areas of introduction, using amplified fragment length polymorphism (AFLP) markers. *Mol. Ecol.*, 9: 443-455.
- ATTIÉ, M., QUILICI S., BOURGOIN, T., CHIROLEU, F., VESLOT, J. & REYNAUD, B. (2005). — *Auchennorrhyncha* (Insecta Hemiptera) as possible bioindicators of disturbed/undisturbed habitats in Réunion Island: a model study in Mare-Longue Forest. Pp. 21-23, in: Baret, S., Rouget, M., Nänni, I. & Le Bourgeois, T. (eds) *Workshop on biodiversity dynamics on la Réunion Island*. Saint-Denis, la Réunion.
- BALENT, G., ALLARD, D., BLANFORT, V. & GIBON, A. (1998). — Activités de pâturage, paysages et biodiversité. *Ann. Zootech.*, 47: 419-429.
- BALENT, G., ALARD, D., BLANFORT, V. & POUDEVIGNE, I. (1999). — Pratiques de gestion, biodiversité floristique et durabilité des prairies. *Fourrages*, 160: 385-402.
- BARET, S. (2002). — *Mécanismes d'invasion de Rubus alceifolius à l'île de la Réunion. Interaction entre facteurs écologiques et perturbations naturelles et anthropiques dans la dynamique d'invasion*. Thèse Université de la Réunion, Faculté des Sciences. Saint Denis, la Réunion.
- BARET, S., LE BOURGEOIS, T. & STRASBERG, D. (2005). — Comment *Rubus alceifolius*, une espèce exotique envahissante, pourrait-elle progressivement coloniser la totalité d'une forêt tropicale humide ? *Can. J. Bot.*, 83: 219-226.
- BARET, S., MAURICE, S., LE BOURGEOIS, T. & STRASBERG, D. (2004). — Altitudinal variation in fertility and vegetative growth in the invasive plant *Rubus alceifolius* Poiret (Rosaceae), on Réunion Island. *Plant Ecol.*, 172: 265-273.
- BARET, S., RADJASSEGARANE, S., LE BOURGEOIS, T. & STRASBERG, D. (2005). — Does the growth rate of different reproductive modes of an introduced plant cause invasiveness? *Int. J. Bot.*, 1: 5-11.
- BARET, S. & STRASBERG, D. (2005). — The effects of opening trails on exotic plant invasion in protected areas on La Réunion Island (Mascarene Archipelago, Indian Ocean). *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 60: 325-332.
- BARRÉ, N., BARAU, A. & JOUANIN, C. (1996). — *Oiseaux de la Réunion*. Paris, France, Editions du Pacifique.
- BINGGELL, P. (1996). — A taxonomic, biogeographical and ecological overview of invasive woody plants. *J. Veg. Sci.*, 7: 121-124.
- BLANFORT, V. (1998). — *Agroécologie des pâturages d'altitude à l'île de la Réunion. Pratiques d'éleveurs et durabilité des ressources herbagères dans un milieu à fortes contraintes*. Thèse Doct. Univ. Paris-Sud (XI).

- BLANFORD, V., THOMAS, P., BALENT, G. & MICHON, A. (1997). — Sustainability of management practices of mountain pastures in Réunion Island. *Proceedings of the 18th International Grassland Congress*, June 8-19, 1997, Winnipeg, Manitoba, Saskatoon, Saskatchewan, Canada. Session 21 (3-4).
- BOSSER, J., CADET, T., GUEHO, J., JULIEN, H. & MARAIS, W. (1976 — à paraître). — Flore des Mascareignes : Réunion, Maurice, Rodrigues. MSIRI, ORSTOM, Royal Botanic Garden.
- BRONDEAU, A. & HIVERT, J. (2003). — Plantes exotiques envahissantes: méthodes de lutte mises en œuvre par l'Office National des Forêts à la Réunion. Pp. 34-42, in: *Proceedings of the regional workshop on invasive alien species and terrestrial ecosystem rehabilitation in Western Indian Ocean islands states*. Seychelles, 13-17 octobre 2003, CI/UICN/ISSG.
- BULLOCK, D.J., NORTH, S.G., DULLOO, M.E. & THORSEN, M. (2002). — The impact of rabbit and goat eradication on the ecology of Round Island, Mauritius. Pp. 53-63, in: C.R. Veitch & M.N. Clout (eds). *Turning the tide: the eradication of invasive species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, Cambridge, Royaume-Uni.
- CADET, T. (1974). — Etude sur la végétation des hautes altitudes de l'île de la Réunion (Océan Indien). *Vegetatio*, 29 : 121-130.
- CADET, T. (1977). — *La végétation de l'île de la Réunion : étude phytoécologique et phytosociologique*, Thèse Doct. Univ., Aix-Marseille III.
- CHEKE, A. (1987). — An ecological history of the Mascarene Islands, with particular reference to extinctions and introductions of land vertebrates. Pp. 5-89, in: A.W. Diamond (ed.). *Studies of Mascarene Islands birds*. University Press Cambridge.
- CHEVENNEMENT, R. (1990). — La colonisation végétale d'un champ de lave de la Réunion. *CR. Soc. Biogéogr.*, 66 : 47-63.
- COULAUD, J., BROWN S.C. & SILJAK-YAKOVLEV, S. (1995). — First cytogenetic investigation in populations of *Acacia heterophylla*, endemic from La Réunion Island, with reference to *A. melanoxylon*. *Ann. Bot.*, 75: 95-100.
- COWIE, R.H. (2001). — Decline and homogenization of Pacific faunas: the land snails of American Samoa. *Biol. Conserv.*, 99: 207-222.
- CUDDIHY, L.W. & STONE, C.P. (1990). — *Alteration of native hawaiian vegetation: effects of humans, their activities and introductions*. Honolulu, Hawaii, University of Hawaii Press.
- DAVIS, M., GRIME, J. & THOMPSON, K. (2000). — Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *J. Ecol.*, 88: 528-534.
- DE PIETRI, D.E. (1992). — Alien shrubs in a national park: can they help in the recovery of natural degraded forest? *Biol. Conserv.*, 62: 127-130.
- DULAI, S., MOLNAR I., LEHOCZKI, E. & POCS, T. (1998). — The role of photosynthetic activity in the vulnerability of an insular biome to invasion by alien species. Pp. 4057-4060, in: G. Garab (ed.). *Photosynthesis: mechanisms and effects*. Kluwer Academic Publishers.
- DULAI, S., POCS T., ORBAN S., LEHOCZKI E. & MOLNAR, I. (2000). — Some photosynthetic characteristics of an indigenous (*Cyathea glauca*) and an introduced (*Psidium cattleianum*) plant species in Réunion Island. *Plant Physiol. Bioch.*, 38: 237.
- DULLOO, E. (1996). — The flora and conservation potential of offshore islets around Rodrigues, Indian Ocean. *Proceedings of the Royal Society of Arts and Sciences of Mauritius*, 6: 13-36.
- DUPONT, J., GIRARD, J.C. & GUINET, M. (1989). — *Flore en détresse. Le livre rouge des plantes indigènes menacées à la Réunion*. Ed. SREPEN. Saint-Denis, la Réunion.
- DUPOUEY, J.L. & CADET, T. (1986). — Subdivisions de la forêt de bois de couleur à l'île de la Réunion. *Ann. Sc. For.* 43 : 103-114.
- EGLER, F.E. (1942). — Indigene versus alien in the development of arid Hawaiian vegetation. *Ecology*, 23: 14-23.
- FIGIER, J. & SOULÈRES, O. (1991). — Le problème des exotiques envahissantes. *Bois For. Trop.*, 299 : 31-34.
- FLORENS, F.B.V., DABY, D. & JONES, R. (1998). — The impact of controlling alien plants and animals on the snail fauna of forests on Mauritius. *J. Conchol.*, Special publication, 2: 87-88.
- GIGORD, L., PICOT, F. & SHYKOFF, J.A. (1999). — Effects of habitat fragmentation on *Dombeya acutangula* (Sterculiaceae), a native tree on la Réunion (Indian Ocean). *Biol. Conserv.*, 88: 43-51.
- GILL, F.B. (1971). — Ecology and evolution of the sympatric mascarene white-eyes, *Zosterops borbonica* and *Zosterops olivacea*. *Auk*, 88: 35-60.
- GROUPE DES SPÉCIALISTES DE PLANTES DE L'OCÉAN INDIEN (1999). — *Projet de liste rouge des plantes menacées de la Réunion pour la Convention de Nairobi*. UICN, Conservatoire Botanique National de Mascarin & Université de la Réunion, données non publiées.
- GUILLERMET, C. (2004). — *Les Rhopalocères ou papillons diurnes de l'île de la Réunion*. Association Nature, Partage et Découverte.
- GUREVITCH, J. & PADILLA, D.K. (2004). — Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends Ecol. Evol.*, 19: 470-474.
- HIEBERT, R.D. (1997). — Prioritizing invasive plants and planning for management. Pp. 195-212, in: J.O. Luken & J.W. Thieret (eds). *Assessment and management of plant invasions*. Springer, New York.
- HIEBERT, R.D. & STUBBENDIECK, J. (1993). — *Handbook for ranking exotic plants for management and control*. Natural Resources report NPS/NRMWRO/NRR-93/08. Denver, Colorado, Department of the Interior, National Park Service.

- HOBBS, R.J. & HUMPHRIES, S.E. (1995). — An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conserv. Biol.*, 9: 761-770.
- JACOB DE CORDEMOY, E. DE (1869). — Salazie. *Journal du Commerce*, 19 février 1869. Saint-Denis la Réunion.
- JACOB DE CORDEMOY, E. DE (1892). — Nos forêts. *Journal Républicain de la Réunion Le ralliement*, 17 août 1892.
- JOLY, P. (2000). — Invasions biologiques : état de l'art et perspectives. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, suppl. 7 : 21-35.
- KAISER, C. (2005). — Facilitative or competitive interactions for pollination between an invasive and a native plant species: an experimental approach. Université de Zürich, *Biology 05*: 34 (abstract).
- KUEFFER, C. & LAVERGNE, C. (2004). — *Case Studies on the Status of Invasive Woody Plant Species in the Western Indian Ocean. 4. Réunion*. Forestry Department, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- KUEFFER, C. & VOS, P. (2003). — Woody invasive species: a regional assessment. Pp. 22-33, in: J.R. Mauremootoo (ed). *Proceedings of the regional workshop on invasive alien species and terrestrial ecosystem rehabilitation in Western Indian Ocean islands states*. Seychelles, 13-17 octobre 2003, COI/UICN/ISSG.
- KUEFFER, C., VOS, P., LAVERGNE, C. & MAUREMOOTOO, J. (2004). — *Case Studies on the Status of Invasive Woody Plant Species in the Western Indian Ocean. 1. Synthesis*. Forestry Department, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- LAVERGNE, C. (2000). — *Stratégies d'envahissement du Troène robuste (Ligustrum subsp. walkeri), une espèce introduite à la Réunion*. Thèse Doct. Univ., ENGREF Nancy & Université de la Réunion.
- LAVERGNE, C. (2002). — *Les plantes potentiellement envahissantes à la Réunion : une menace contrôlable pour l'avenir des milieux naturels*. Conférence Fête de la Science, Conservatoire Botanique National de Mascarin. En ligne <http://www.ac-reunion.fr/pedagogie/svt/environ/ecologie/ecologie.html>
- LAVERGNE, C. (2005). — *Invasion par les plantes exotiques envahissantes dans une île océanique : Impact écologique à la Réunion et valeur patrimoniale des écosystèmes indigènes envahis*. Rapport final, Programme de Recherche sur les Invasions Biologiques INVABIO, Conservatoire Botanique National de Mascarin et Université de la Réunion.
- LAVERGNE, C., FLORENS, V. & STRASBERG, D. (2004). — Eradication of invasive alien plants has consequences on biodiversity: the case study of *Hedychium gardnerianum* in la Réunion Island — INVABIO Programme. Pp. 37-38, in: Baret, S., Rouget, M., Nänni, I. & Le Bourgeois, T. (eds). *Workshop on biodiversity dynamics on la Réunion Island*. Saint-Denis, la Réunion.
- LAVERGNE, C., RADIASSEGARANE, S., BOULLET, V., STRASBERG, D., FLORENS, V. & TRIOLO, J. (2003). — Apport de la recherche dans les programmes de restauration écologique : l'exemple du projet de recherche « Invasions Biologiques INVABIO » à la Réunion. Pp. 54-61, in: J.R. Mauremootoo (ed.). *Proceedings of the regional workshop on invasive alien species and terrestrial ecosystem rehabilitation in Western Indian Ocean islands states*. Seychelles, 13-17 octobre 2003, COI/UICN/ISSG.
- LAVERGNE, C., RAMEAU, J.-C., & FIGIER, J. (1999). — The invasive woody weed *Ligustrum robustum* subsp. *walkeri* threatens native forests on la Réunion. *Biol. Invas.*, 1: 377-392.
- LAVERGNE, R. (1978). — Les pestes végétales de l'île de la Réunion. *Info Nat.*, 16 : 9-60.
- LE BOURGEOIS, T. (2004). — Tackling invasive alien species in la Réunion Island. Pp. 41-44, in: Baret, S., Rouget, M., Nänni, I. & Le Bourgeois, T. (eds). *Workshop on biodiversity dynamics on la Réunion Island*. Saint-Denis, la Réunion.
- LE BOURGEOIS, T. & V. BLANFORD (2005). Adventices des cultures des pâturages et des milieux naturels, situation et programmes de recherche à la Réunion. in: V. Blanfort & W. Orapa, (eds). *Actes de l'atelier de travail régional sur les plantes envahissantes des espaces pastoraux, 24-28 novembre 2003, Koné, Nouvelle Calédonie*. IAC/CPS/MAE/Ambassade de France en Australie, Nouméa.
- LE BOURGEOIS, T., BONACINA, K., BARET, S. & STRASBERG, D. (2003). — Actions de recherche et de réglementation sur les espèces exotiques envahissantes à la Réunion. Pp. 43-53, in: J.R. Mauremootoo (ed). *Proceedings of the regional workshop on invasive alien species and terrestrial ecosystem rehabilitation in Western Indian Ocean islands states*. Seychelles, 13-17 octobre 2003, COI/UICN/ISSG.
- LITRICO, I. (2004). — *Impact de la fragmentation sur l'évolution des traits d'histoire de vie et la structuration génétique d'une espèce pionnière le long d'un gradient successional à la Réunion*. Thèse Université de la Réunion, Faculté des Sciences et Techniques, Saint Denis, la Réunion.
- LOOPE, L.L. & MUELLER-DOMBOIS, D.M. (1989). — Characteristics of invaded islands, with special reference to Hawaii. Pp. 257-280, in: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. Di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek & M. Williamson (eds). *Biological invasions: a global perspective*. J. Wiley & Sons, Chichester.
- LORENCE, D.H. & SUSSMAN, R.W. (1986). — Exotic species invasions into a Mauritius wet forest remnant. *J. Trop. Ecol.*, 2: 147-162.
- LORENCE, D.H. & SUSSMAN, R.W. (1988). — Diversity, density and invasion in a Mauritian wet forest. *Monographs of Systematics of the Missouri Botanical Garden*, 25: 187-204.
- LOW, T. (1999). — *Feral future. The untold story of Australia's exotic invaders*. Viking, Ringwood, Australie.
- MACDONALD, I.A.W. & JARMAN, M.L. (1984). — *Invasive alien organisms in the terrestrial ecosystems of the fynbos biome*. South African National Scientific Programmes Report 85:1-72.
- MACDONALD, I.A.W., THÉBAUD, C., STRAHM, W. & STRASBERG, D. (1991). — Effects of alien plant invasions on native vegetation remnants on La Réunion (Mascarene Islands, Indian Ocean). *Environ. Conserv.*, 18: 51-61.
- MANDON-DALGER, I., CLERGEAU, P., TASSIN, J., RIVIÈRE, J.-N., & GATTI, S. (2004). — Relationships between alien plants and an alien bird species on Réunion Island. *J. Trop. Ecol.*, 20: 635-642.

- MANDON-DALGER, I., LE CORRE, M., CLERGEAU, P., PROBST, J.-M. & BESNARD, N. (1999). — Modalités de la colonisation de l'île de la Réunion par le Bulbul Orphée (*Pycnonotus jocosus*). *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, 54 : 283-295.
- MAUREMOOTOO, J.R. (2003). — *Regional workshop on invasive alien species and terrestrial ecosystem rehabilitation for Western Indian Ocean Island states — Sharing experience, identifying priorities and defining joint action*. Workshop Proceedings. Berjaya Mahé Beach Hotel, Seychelles, 13-17th October 2003. COI/UICN/ISSG.
- MCINTYRE, S. & LAVOREL, S. (1994). — Predicting richness of native, rare and exotic plants in response to habitat and disturbance variables across a variegated landscape. *Conserv. Biol.*, 8: 521-531.
- MEYER, J.-Y. & LAVERGNE, C. (2004). — *Beautés fatales*: Acanthaceae species as invasive alien plants on tropical Indo-Pacific Islands. *Div. Distrib.*, 10: 333-347.
- MILNE, R.I. & ABBOTT, R.J. (2004). — Geographic origin and taxonomic status of the invasive privet, *Ligustrum robustum* (Oleaceae), in the Mascarene Islands, determined by chloroplast DNA and RAPDs. *Heredity*, 92: 78-87.
- MORRISON, M.L. (1997). — Experimental design for plant removal and restoration. Pp. 104-116, in: J.O. Luken & J.W. Thieret (eds). *Assessment and management of plant invasions*. Springer, New York.
- MULLER, S. (2000). — Les espèces végétales invasives en France : bilan des connaissances et propositions d'actions. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, suppl. 7 : 53-69.
- MUNGROO, Y. & TEZOU, V. (2000). — Control of alien invasive species in Mauritius. Pp. 18-24, in: E.E. Lyons & S.E. Miller (eds). *Proceedings of the Workshop on Invasive Species in Eastern Africa*, Nairobi, 5-6 juillet 1999, ICIPE Science Press, Nairobi, Kenya.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. DA & KENT, J. (2000). — Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- NORTH, S.G., BULLOCK, D.J. & DULLOO, M.E. (1994). — Changes in the vegetation and reptile populations on Round Island, Mauritius, following eradication of rabbits. *Biol. Conserv.*, 67: 21-28.
- OLSON, D.M. & DINNERSTEIN, E. (1998). — The Global 200: a representation approach to conserving the earth's most biologically valuable ecoregions. *Conserv. Biol.*, 12: 502-515.
- OZOUX, L. (1916). — Nos forêts. *Bulletin de la Chambre d'Agriculture et des Comices Agricoles* (août 1916) : 102-104.
- PAGE, W.S. & D'ARGENT, G. (1997). — *A vegetation survey of Mauritius*. Report Commissioned by IUCN, Basel. Mauritian Wildlife Foundation. Port Louis, Mauritius.
- PARKER, I.M., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W.M., GOODELL, K., WONHAM, M., KAREIVA, P.M., WILLIAMSON, M.H., VON HOLLE, B., MOYLE, P.B., BYERS, J.E. & GOLDWASSER, L. (1999). — Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biol. Invas.*, 1: 3-19.
- PAYENDEE, J.-R. (2003). — Restoration projects in Rodrigues carried out by the Mauritius Wildlife Foundation. Pp. 95-98, in: Mauremootoo J.R. (ed.). *Proceedings of the regional workshop on invasive alien species and terrestrial ecosystem rehabilitation in Western Indian Ocean islands states*. Seychelles, 13-17 octobre 2003, CI UICN/ISSG.
- PERRET, S., MICHELLON R., BOYER J. & TASSIN, J. (1996). — Soil rehabilitation and erosion control through agro-ecological practices on Réunion Island (French Overseas Territory, Indian Ocean). *Agr. Ecosyst. Environ.*, 59: 149-157.
- PERRIER DE LA BÂTHIE, H. (1928). — Les pestes végétales à Madagascar. *Bull. Econ.*, année 1928: 104-109.
- RAKOTONDRAINIBE, F., BADRE, F. & STEFANOVIC, S. (1996). — Etude floristique et phytogéographique des Ptéridophytes des îles du Sud-Ouest de l'Océan Indien. Pp. 109-120, in: Lourenço, W. R. (ed.), *Colloque International Biogéographie de Madagascar*, ORSTOM, Paris.
- REICHARD, S.E. (1997). — Prevention of invasive plant introductions on national and local levels. Pp. 215-227, in: J.O. Luken & J.W. Thieret (eds). *Assessment and management of plant invasions*. Springer, New York.
- RHYMER, J.M. & SIMBERLOFF, D. (1996). — Extinction by hybridization and introgression. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 27: 83-109.
- RICHARDSON, D.M., ALLSOPP, N., D'ANTONIO, C.M., MILTON, S.J. & REJMANEK, M. (2000). — Plant invasions — the role of mutualisms. *Biol. Rev.*, 75: 65-93.
- RIVALS, P. (1952). — *Etude sur la végétation naturelle de l'île de la Réunion*. Thèse Doct. Univ., Toulouse.
- RIVIÈRE, J.-N., L. SCHMITT, SARRAILH, J.-M., HIVERT, J., GOUSSEFF, M. & BARET, S. (2005). — Tropical forest structure and dynamics for conservation. Pp. 45-46, in: S. Baret, M. Rouget, I. Nănni & T. Le Bourgeois, (eds) *Workshop on biodiversity dynamics on la Réunion Island*. Saint-Denis, la Réunion.
- SAMWAYS, M.J., CALDWELL, P.M. & OSBORN, R. (1996). — Ground-living invertebrate assemblages in native, planted and invasive vegetation in South Africa. *Agr., Ecosyst. Environ.* 59: 19-32.
- SCHMITT, L. & RIVIÈRE, J.-N. (2002). — Traits de vie comparés de deux espèces du genre *Syzygium* (Myrtaceae): l'une exotique envahissante à la Réunion, l'autre indigène. *Acta Bot. Gallica*, 149: 457-466.
- SHAW, R.H. & MILNE, R. (2000). — The use of molecular techniques in the classical biological control programme against an invasive *Ligustrum* species in La Réunion. Pp. 303, in: N. R. Spencer (ed.) *Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds*, Bozeman, 4-14 July 1999, Montana State University, Etats-Unis.
- SIMBERLOFF, D. (1990). — Community effects of biological introductions and their implications for restoration. Pp. 128-136, in: D.R. Towns, C.H. Daugherty & I. Atkinson (eds). *Ecological restoration of New Zealand islands*. Sciences Publication n°2. Wellington, Department of Conservation.

- SOULÈRES, O. (1992). — *Nécessité d'une lutte biologique contre les espèces exotiques envahissantes de la Réunion*. ONF, Saint-Denis.
- STATTERSFIELD, A.J., CROSBY, M.J., LONG, A.J. & WEGE, D.C. (1998). — *Endemic bird areas of the world — Priorities for biodiversity conservation*. Birdlife International.
- STRAHM, W.A. (1983). — Rodrigues: can its flora be saved? *Oryx*, 17: 122-125.
- STRAHM, W.A. (1994). — *The conservation and restoration of the flora of Mauritius and Rodrigues*. PhD thesis, Université de Reading, Grande-Bretagne.
- STRASBERG, D. (1994). — *Dynamique des forêts tropicales de l'île de la Réunion, processus d'invasion et de régénération sur les coulées volcaniques*. Thèse Doct. Univ., Montpellier II.
- STRASBERG, D. (1995). — Processus d'invasion par les plantes introduites à la Réunion et dynamique de la végétation sur les coulées volcaniques. *Ecologie*, 26 (3) : 169-180.
- STRASBERG, D., ROUGET, M., RICHARDSON, D.M., BARET, S., DUPONT, J. & COWLING, R.M. (2005). — An assessment of habitat diversity and transformation on la Réunion Island (Mascarene Islands, Indian ocean) as a basis for identifying broad-scale conservation priorities. *Biodivers. Conserv.*, sous presse.
- STRASBERG, D. & THÉBAUD, C. (1992). — Lack of native plant community recovery following disturbance on a tropical oceanic island: evidence from la Réunion, Mascarene Islands. *Bull. Ecol. Soc. Am.*, suppl. 73: 123.
- TASSIN, J. (1999). — Mimosacées invasives dans l'océan Indien occidental. *Le Flamboyant*, 51 : 22-24.
- TASSIN, J. (2002). — *Dynamique et conséquences de l'invasion des paysages agricoles des Hauts de la Réunion par Acacia mearnsii De Wild*. Thèse Doct. Univ., Toulouse III.
- TASSIN, J. & BALENT, G. (2004). — Le diagnostic d'invasion d'une essence forestière en milieu rural : exemple d'*Acacia mearnsii* à la Réunion. *Rev. For. Fr.*, 56 : 132-142.
- TASSIN, J., DERROIRE, G., & RIVIÈRE, J.-N. (2004). — Gradient altitudinal de la richesse spécifique et de l'endémicité de la flore ligneuse indigène à l'île de la Réunion (archipel des Mascareignes). *Acta Botanica Gallica*, 151 : 181-196.
- TASSIN, J. & RIVIÈRE, J.-N. (2001). — Le rôle potentiel du *Leiothrix* jaune *Leiothrix lutea* dans la germination de plantes envahissantes à la Réunion (océan Indien). *Alauda*, 69 : 37-41.
- TASSIN, J. & RIVIÈRE, J.-N. (2003). — Gradient altitudinal de richesse en plantes invasives à l'île de la Réunion (archipel des Mascareignes, océan Indien). *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 58 : 257-270.
- TASSIN, J. & RIVIÈRE, J.-N. (2004). — Durée optimale d'écoute pour la détermination d'indices ponctuels d'abondance dans les paysages ruraux des Hauts de la Réunion. *Alauda*, 72 : 187-191.
- TRIOLO, J. (2004). — *Etude d'une nouvelle espèce envahissante à la Réunion : Fraxinus floribunda*. Rapport final, ONF, Saint-Denis.
- VAN WILGEN, B.W. & RICHARDSON, D.M. (1985). — The effects of alien shrub invasions on vegetation structure and fire behaviour in South African fynbos shrublands: a simulation study. *J. Appl. Ecol.*, 22: 955-966.
- VAUGHAN, R.E. & WIEHE, P.O. (1941). — Studies on the vegetation of Mauritius. III. *J. Ecol.*, 29: 127-160.
- VERSFELD, D.B. & VAN WILGEN, B.W. (1986). — Impact of woody aliens on ecosystem properties. Pp. 239-246, in: I.A.W. Macdonald, F.J. Kruger & A.A. Ferrar (eds). *The ecology and management of biological invasions in Southern Africa*. Oxford University Press, Cape Town.
- VITOUSEK, P., D'ANTONIO, C., LOOPE, L., REJMANEK, M. & WESTBROOKS, R. (1997). — Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zeal. J. Ecol.*, 21: 1-16.
- WALKER, L. & SMITH, S. (1997). — Impacts of invasive plants on community and ecosystem properties. Pp. 69-86, in: J.O. Luken & J.W. Thieret (eds). *Assessment and management of plant invasions*. Springer, New York.
- WALTER, K.S. & GILLET, H.J. (1998). — *1997 IUCN red list of threatened plants*. Compiled by the World Conservation Monitoring Centre. IUCN — The World Conservation Union, Gland, Cambridge.
- WHEELWRIGHT, N.T. (1988). — Fruit-eating birds and bird-dispersed plants in the tropics and temperate zone. *Trends Ecol. Evol.*, 3: 270-274.
- WIENS, J.A. (1989). — Spatial scaling in ecology. *Funct. Ecol.*, 3: 385-397.
- WILLIAMSON, M. (1996). — *Biological Invasions*. Chapman & Hall, Londres.
- WILLIAMSON, M. & FITTER, A. (1996). — The varying success of invaders. *Ecology*, 77: 1661-1666.
- WITKOWSKI, E. (1991). — Effects of invasive alien acacias on nutrient cycling in the coastal lowlands of the coastal lowlands on the Cape fynbos. *J. Appl. Ecol.*, 28: 1-15.
- WOODS, K.D. (1997). — Community response to plant invasion. Pp. 56-68, in: J.O. Luken & J.W. Thieret (eds). *Assessment and management of plant invasions*. Springer, New York.
- WWF & IUCN (1994). — *Centres of plant diversity. A guide and strategy for their conservation*. 3 volumes. IUCN Publications Unit Cambridge, Royaume Uni.
- ZAVALETA, E.S. & HULVEY, K.B. (2004). — Realistic species losses disproportionately reduce grassland resistance to biological invaders. *Science*, 306: 1175-1177.

ANNEXE 1

Liste non exhaustive des principales espèces invasives à la Réunion (établie en fonction de leur abondance, des surfaces couvertes et de leur impact écologique pressenti ou avéré).

Acacia dealbata Link. ; *Acacia farnesiana* (L.) Willd. ; *Acacia mearnsii* De Wild. ; *Agave sisalana* Perrine ex Engelm. ; *Albizia lebbek* (L.) Benth ; *Aleurites moluccana* (L.) Willd. var. *moluccana* ; *Anthoxanthum odoratum* L. ; *Antigonon leptopus* Hook. & Arn. ; *Ardisia crenata* Sims ; *Boehmeria macrophylla* Hornem. ; *Boehmeria penduliflora* Wedd. ex D.G. Long ; *Broussonetia papyrifera* (L.) Vent. ; *Caesalpinia decapetala* (Roth) Alston ; *Caesalpinia sappan* L. ; *Casuarina equisetifolia* J.R. & G. Forst. ; *Casuarina glauca* Sieber ex Sprengel ; *Clidemia hirta* (L.) D. Don ; *Cuphea ignea* A. DC. ; *Dichrostachys cinerea* (L.) Wight & Arn. ; *Diospyros digyna* Jacq. ; *Flacourtia jangomas* (Lour.) Rauschel ; *Flacourtia indica* (Burm. F.) Merrill ; *Duchesna indica* (Andrz) Focke ; *Erigeron karvinskyanus* DC. ; *Fraxinus floribunda* Wall. ; *Fuchsia boliviana* Carrière ; *Fuchsia magellanica* Lam. ; *Fuchsia* x *exoniensis* Paxton ; *Furcraea foetida* (L.) Haw. ; *Grevillea banksii* R. Br. ; *Grevillea robusta* Cunn. ex R. Br. ; *Guazuma ulmifolia* Lam. ; *Hedychium coccineum* Buch.-Ham. ex Sm. ; *Hedychium coronarium* J. König ; *Hedychium flavescens* Carey ex Roscoe ; *Hedychium gardnerianum* Sheppard ex Ker Gawl. ; *Heritiera littoralis* Aiton ; *Hiptage benghalensis* (L.) Kurz ; *Hydrangea macrophylla* (Thunb.) Ser. ; *Hypochaeris radicata* L. ; *Lantana camara* L. ; *Leucaena leucocephala* (Lam.) De Wit ; *Ligustrum ovalifolium* Hassk. ; *Ligustrum robustum* (Roxb.) Blume subsp. *walkeri* (Decne) P.S. Green ; *Litsea glutinosa* (Lour.) C.B. Robinson ; *Lonicera confusa* DC. ; *Merremia tuberosa* (L.) Rendle ; *Michelia champaca* L. ; *Morus alba* L. var. *indica* (L.) Bureau ; *Pinus pinaster* Aiton ; *Prosopis juliflora* (Swartz) DC. ; *Psidium cattleianum* Sabine ; *Ravenala madagascariensis* Sonnerat ; *Robinia pseudoacacia* L. ; *Rubus alceifolius* Poir. ; *Rubus fraxinifolius* Poir. ; *Rubus rosifolius* Sm. ; *Schinus terebinthifolius* Raddi ; *Solanum mauritianum* Scop. ; *Strobilanthes hamiltonianus* (Steud.) Bosser & Heine ; *Syzygium jambos* (L.) Alston ; *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth ; *Tibouchina urvilleana* (DC.) Cogn. ; *Tremma orientale* (L.) Blume ; *Ulex europaeus* L. ; *Zantedeschia aethiopica* (L.) Spreng. ; *Ziziphus mauritiana* Lam.