

QUESTION 7

**Quels sont les éléments d'un système
de détection et de surveillance
après l'introduction ?
Peut-on en évaluer l'efficacité ?**

Andy SHEPPARD¹, Lloyd LOOPE²

¹ CSIRO Entomology, GPO Box 1700, Canberra, ACT 2601, Australia – Courriel : Andy.sheppard@csiro.au

² US Geological Survey, Pacific Island Ecosystems Research Center, Haleakala Field Station, P.O. Box 369 Makawao
- Maui, Hawaï 96768 USA – Courriel : Lloyd-loope@usgs.gov

Détection

Pourquoi une détection précoce est-elle nécessaire ?

La détection précoce de la présence d'une espèce envahissante peut faire toute la différence entre la possibilité de mettre en œuvre des stratégies offensives (éradication) et la possibilité de se limiter à une stratégie défensive (contrôle) qui exige habituellement un financement infini (Hobbs et Humphries, 1995 ; Rejmánek et Pitcairn, 2002). Même avec une approche agressive et bien financée pour stopper les invasions dans des pays comme la Nouvelle-Zélande et l'Australie, de nombreuses espèces potentiellement envahissantes sont déjà présentes et non détectées dans ces pays (Hosking *et al.*, 2004) ou pénètrent sans être détectées par les protections aux frontières.

Un programme de détection efficace exige que les informations disponibles sur les espèces étrangères présentes dans la zone cible puissent être facilement obtenues comme base de travail. Même dans des pays comme l'Australie où la détection des espèces étrangères est très active, de nombreuses espèces que les agences de quarantaine tentent de ne pas laisser entrer se sont déjà naturalisées. Ce serait une perte de ressources que de mettre en œuvre une quantité de contrôles aux frontières contre toute espèce envahissante étrangère potentielle si, d'un autre côté, la détection de leur présence n'a pas été réalisée. Ceci reflète le résultat d'un manque d'investissement efficace dans la détection précoce et dans la mise à jour de la documentation des espèces déjà présentes (Hosking *et al.*, 2004).

Les meilleures pratiques organisationnelles

Il est logiquement impossible de mettre en place, au niveau du pays entier, une surveillance et une détection précoces de toutes les espèces nuisibles potentielles. La détection précoce doit donc être ciblée (Stephenson *et al.*, 2003), par exemple sur la base d'une liste de priorités ou d'alerte des nuisibles probables¹.

La meilleure méthode de détection des végétaux nuisibles est la « surveillance générale » *via* une meilleure compréhension de la nécessité des quarantaines et une meilleure coopération entre les secteurs public et privé de la communauté (Delane et Lloyd, 2002 ; Wilson *et al.*, 2004). Dans ce contexte, la détection précoce peut être ciblée de deux manières, par l'industrie première et par la zone géographique de risque élevé.

Chaque industrie première peut dresser la liste des végétaux nuisibles clés non encore avérés comme présents dans le pays et qui constitueraient une menace prioritaire pour l'industrie. En Australie, c'est ce que l'on appelle les « Plans de biosécurité industrielle », qui sont la base du ciblage des détections. Pour chaque espèce nuisible

¹ http://www.eppo.org/QUARANTINE/Alert_List/alert_list.htm; www.issg.org/booklet.pdf

menaçante identifiée, un plan de réponse d'urgence est développé (PHA, 2005), qui définit :

- 1) le nuisible, le moyen de détection et les sources d'information quant à son identification ;
- 2) une estimation de son impact sur la production, les industries associées et les écosystèmes indigènes ;
- 3) des recommandations quant à la sélection des traitements de contrôle ;
- 4) la planification d'études après détection ;
- 5) des protocoles pour la définition de zones de quarantaine et le contrôle des mouvements ;
- 6) les méthodes et la probabilité d'éradication.

Comme les parties prenantes industrielles et les personnels de recherche et d'assistance associés seront probablement les premiers à détecter ces nouveaux nuisibles, ce procédé leur donne toutes les informations et tout le support technique nécessaires pour réagir à la probabilité d'une détection. Les responsables nationaux de la détection, qui servent de point de contact entre le détecteur et les services d'identification et de réaction, sont eux aussi une initiative récente (Weeds CRC, 2004).

Les systèmes de détection, aux points d'entrée et sur les voies qui en sortent, constituent un mécanisme clé pour le ciblage des nuisibles envahissants à haut risque et à fort impact. Ces rôles de détection exigent un personnel dédié, financé par des fonds publics ou privés. La coopération entre le secteur public et l'industrie pour la détection de nouvelles espèces envahissantes est vitale pour le succès de la détection. De tels sites aux points d'entrée et de sortie incluent :

- les terminaux des aéroports et les ports marins, les frets, les containers et les abords des routes qui en sortent ;
- les ports industriels privés (par exemple, les industries pétrochimique et minière) et les usines de traitement des matières premières importées (par exemple, le bois d'œuvre) ;
- les zones de stockage des machines de grande taille importées ;
- les bases militaires, etc.

Le gouvernement peut réglementer pour assurer que chaque industrie est responsable de la gestion de la détection des espèces exotiques envahissantes les plus menaçantes associées à ses activités. En échange de quoi, comme en Australie par exemple, il existe entre les secteurs public et privé un partage des coûts pour une réaction rapide aux nouvelles incursions. Cela encourage les exploitants à agir lorsqu'ils

détectent une nouvelle espèce de nuisible étranger dans leurs récoltes. Les zones urbaines à forte densité de population sont aussi des zones clés risquant de nouvelles incursions. Dans ces zones, une vigilance publique maximum peut être encouragée et aidée *via* des groupes d'intérêt public spécialisés, responsables de la détection et de l'annonce d'incursions, assistés par des services d'identification.

Une approche régionale de la biosécurité peut aider aux efforts de ciblage des détections. L'apparition d'un nuisible étranger sur une île du Pacifique peut être communiquée dans toute la région pour augmenter la vigilance de détection de cette espèce sur les îles non infestées. L'arrivée de la cicadelle à ailes vitreuses (*Homalodisca coagulata*) à Tahiti en provenance d'Amérique du Nord, par exemple, a créé une prise de conscience des organisations de détection dans d'autres îles du Pacifique et en Australasie. Une approche régionale aide également à économiser les efforts de détection sur des étendues terrestres de grande taille (Braithwaite, 2000).

Végétaux

Les végétaux envahissants ont généralement une phase de dormance significative, entre leur naturalisation dans une nouvelle zone et leur reconnaissance en tant que nuisible. Cette phase peut durer des dizaines d'années. En conséquence, de nombreux végétaux potentiellement envahissants peuvent être détectés, sans que l'on sache lesquels deviendront envahissants, et quand. Comme seule une petite proportion de ces végétaux exotiques naturalisés deviendront envahissants et comme les végétaux exotiques naturalisés ne peuvent pas être tous éradiqués, la détection des végétaux exotiques doit aller de pair avec une surveillance et un contrôle, avant qu'une décision quelconque quant aux mesures à adopter puisse être prise. La seule exception à cette règle concerne les espèces connues internationalement pour être hautement envahissantes et extrêmement onéreuses à gérer ou à éradiquer une fois que l'invasion a commencé (*Orobanche* spp. est un exemple clair d'une espèce pour laquelle les tentatives d'éradication suivent immédiatement la détection ; Jupp et *al.*, 2002). Ces espèces doivent être définies pour chaque région et sont fréquemment présentes sur une « liste d'alerte »².

Une étude des nouvelles incursions récentes de végétaux exotiques en Australie montre que 65 à 75 % des nouveaux taxons naturalisés résultaient d'introductions délibérées, et que la grande majorité était à des fins ornementales (Groves et Hosking, 1997). Les zones de bush périurbaines constituent donc la zone clé des activités de détection des nouveaux végétaux naturalisés et potentiellement envahissants qui sont « passés de l'autre côté de la haie ». L'encouragement des associations horticoles et botaniques publiques pour cette activité créé également une prise de conscience dans le public. Ce type de détection précoce de végétaux envahissants ou potentiellement envahissants peut également le plus souvent être un outil efficace facilitant l'éradication sur les petites îles (Timmins et Braithwaite, 2002).

² http://www.weeds.org.au/cgi-bin/weedident.cgi?tpl=ibra_tpl&s=0&ibra=all;
<http://www.deh.gov.au/biodiversity/invasive/weeds/alert-list.html>

Invertébrés

Contrairement aux végétaux, la plupart des introductions d'invertébrés sont accidentelles (Emberson, 2000). La détection des arthropodes nuisibles peut être facilitée par diverses techniques de piégeage. Comme dans d'autres îles du Pacifique, les mouches du fruit (Diptera : *Tephritidae*) ont traditionnellement reçu et reçoivent encore la plus grande attention³. Les pièges à phéromone pour les mouches du fruit, posés autour des zones de culture sensibles ou autour des points d'entrée probables, sont un outil efficace en Australie. De la même manière, l'installation de ruches près des points d'entrée permet de détecter des nuisibles des ruches, tels que l'acarien varroa (*Varroa jacobsoni*) en Australie.

Les fourmis ont également fait récemment l'objet de beaucoup d'attention, du fait de l'inquiétude relative à la fourmi rouge importée (*Solenopsis invicta*), qui a été détectée depuis 2001 et éradiquée deux fois sur l'île nord de la Nouvelle-Zélande et une fois en Australie (hors de la région de Brisbane où l'invasion a commencé). La détection des fourmis rouges est centrée sur les équipements et autres matériels qui importent de la terre de l'étranger.

Maladies

La détection des nouvelles maladies végétales et animales est exceptionnellement difficile, et la plupart des détections sont probablement celles de maladies présentes dans le pays depuis un certain temps. La quasi-totalité des détections de maladies ne peuvent être efficacement gérées que par chaque industrie primaire et *via* des réseaux régionaux pour créer la prise de conscience et promouvoir la détection dans les régions environnantes. Des maladies des arbres, telles que *Phytophthora* spp. (chromista), la maladie hollandaise de l'orme (*Ophiostoma ulmi*) et le chancre du châtaignier (*Cryphonectria parasitica*), ont des conséquences environnementales plus vastes, mais sont bien tenues à l'écart par une stricte réglementation de l'importation de bois d'œuvre, plutôt que par des programmes de détection active.

Les services d'assistance

Pour être efficaces, les programmes de détection doivent aller de pair avec un accès facile aux services d'identification et aux collections de référence. Il ne serait pas économique que chaque pays, et chaque île, ait son propre service d'identification : un programme d'assistance régional est probablement le moyen le plus approprié pour les petits systèmes insulaires. Dans la région Pacifique, le ministère de l'Agriculture et le « *Forestry National Plant Pest Reference Laboratory* » en Nouvelle-Zélande sont les administrations clés pour l'identification de nuisibles non indigènes suspects (Stephenson et al., 2003). En Australie, ces services sont répartis entre 15 organisations d'État et fédérales, universités et sociétés de recherche⁴. Hawaii a accès aux services d'identification de l'USDA fédéral.

Un autre aspect important pour une détection précoce est la mise à disposition de représentations efficaces des cibles : les posters fonctionnent bien. Les images et les

³ www.spc.int/Pacifly

⁴ <http://www.planthealthaustralia.com.au/APPD/legal.asp>

informations sur les végétaux envahissants et les organismes nuisibles, dans les îles du Pacifique et ailleurs, sont de plus en plus disponibles sur Internet⁵. La fourniture de mécanismes d'identification et d'information pour les programmes de détection précoce professionnels (actifs et passifs) et publics (passifs) est d'évidence très importante.

L'Australie et la Nouvelle-Zélande ont été des pays pionniers en termes de programmes d'éducation du public pour améliorer la prise de conscience et pour faciliter l'annonce précoce de nouvelles espèces de végétaux en général, ou d'espèces de végétaux ciblées à haut risque (Timmins et Blood, 2003 ; Bill et *al.*, 2004 ; McCluggage, 2004 ; McArthur et *al.*, 2004). Ces deux pays ont créé conjointement un annuaire de contact, « *Weed Navigator* » (Blood et *al.*, 1998) ; les chercheurs français ont eux mis en ligne des clés faciles à utiliser pour l'identification de végétaux (Le Bourgeois et *al.*, 2004).

Systèmes de surveillance et de notation

La surveillance et le contrôle dans le contexte décrit ici concernent d'une part l'évaluation des espèces potentiellement envahissantes après leur détection et, d'autre part, dans le cadre d'analyses de risques liés aux nuisibles, l'établissement de zones exemptes de nuisibles et la préparation de listes des nuisibles (FAO, 1997). Les systèmes d'étude et de surveillance aux fins de détection des nuisibles sont traités ci-dessus. La détermination des nuisibles à fort impact qui doivent être ciblés pour une surveillance active est basée sur la réputation, la biologie et l'épidémiologie des nuisibles, ainsi que sur la disponibilité de techniques efficaces pour leur détection (Ganev et Braithwaite, 2003). Comme la grande majorité des espèces étrangères ne deviennent pas envahissantes, la surveillance constitue un moyen pour savoir quelles espèces exotiques naturalisées demandent une action prioritaire après leur détection. La règle controversée dite règle des « un dixième, ou des 10 % », ou également règle des « 3 x 10 », est une règle statistique qui sert de repère pour les invasions réussies entre les groupes. Elle provient d'un ensemble de données qui montrent qu'environ 10 % des organismes exotiques introduits accidentellement se naturalisent et qu'environ 10 % de ceux-ci deviennent des espèces envahissantes significatives (Williamson, 1996). Sur cette base, une nouvelle incursion détectée n'a qu'une chance relativement petite de devenir un problème d'envahissement, et la grande majorité des espèces exotiques naturalisées ne deviendront probablement pas des espèces étrangères envahissantes. Ce faible taux de base limite de façon significative notre capacité à détecter quelles espèces, dans un groupe d'espèces potentiellement envahissantes, deviendront effectivement envahissantes. La surveillance est un mécanisme proposé pour essayer d'améliorer notre capacité à y parvenir, mais elle est handicapée par ce faible taux de base (Sheppard et *al.*, ce volume).

Pour la plupart des incursions de nuisibles invertébrés exotiques reconnus et de maladies, la mise en place de stratégies d'éradication ou de confinement devrait être

⁵ par exemple, recherches via www.google.com, www.hear.org et bases de données en ligne centralisées <http://www.planthealthaustralia.com.au/APPD/queryForm.asp>

quasiment immédiate, en supposant qu'il y ait des mécanismes et des ressources, au sein de la communauté spécialisée dans la santé végétale, permettant cette mise en place. Les végétaux envahissants constituent cependant une priorité généralement moins importante que d'autres types d'espèces étrangères envahissantes, parce qu'ils sont lents à s'étendre et à créer des problèmes évidents. Il existe une tendance à attribuer des mesures et des ressources aux envahisseurs les plus rapides, ce qui a pour conséquence, à long terme, des pertes économiques beaucoup plus élevées dues aux végétaux envahissants.

Des travaux récents (Williams, 2003) suggèrent que l'utilisation de systèmes de surveillance au sol et d'évaluation interne des risques liés aux végétaux (pour choisir dans une gamme d'espèces exotiques naturalisées laquelle est la plus susceptible de générer des problèmes économiques ou environnementaux) peut s'avérer non économique et que toutes les nouvelles détections devraient être éradiquées (Panetta et Timmins, 2004 ; Harris et *al.*, 2004). La surveillance reste cependant une pratique standard partout dans le monde pour contrôler et gérer les espèces envahissantes et nous présentons ici une gamme de systèmes et de techniques liés à cette approche traditionnelle.

Évaluation interne des risques liés aux végétaux

L'évaluation des risques liés aux végétaux (*Weed Risk Assessment*, WRA ; voir Sheppard et *al.*, ce volume ; Smith et *al.*, 1999) est normalement utilisée lors des contrôles aux frontières pour décider si une nouvelle espèce, dont l'introduction est proposée, est susceptible de devenir une future espèce envahissante et pour décider si elle doit ou non être importée. Cependant, l'évaluation des risques liés aux végétaux est également utilisée maintenant au-delà des frontières. Williams (2003) a effectué une analyse des systèmes d'évaluation des risques liés aux végétaux par rapport à une évaluation des risques liés aux végétaux à l'importation (voir Sheppard et *al.*, ce volume). Celle-ci est présentée ici pour référence, mais la totalité du document devrait être étudiée.

Choix d'un système

Les objectifs de la caractérisation des nuisibles potentiels en quarantaine sont relativement simples parce que les espèces viennent juste d'arriver. À l'inverse, les objectifs et les exigences d'information d'un système d'évaluation interne des risques liés aux végétaux changent au fur et à mesure que l'espèce s'étend. Les décisions sont prises à un niveau de plus en plus local. La politique et l'économie peuvent être de plus en plus présentes dans l'analyse parce que les bénéficiaires du contrôle sont identifiables et parce que la concurrence, en termes de ressources entre secteurs, augmente (Panetta et *al.*, 2001). Ces derniers points ne sont pas traités ici de façon exhaustive (Wainger et King, 2001). Le choix des systèmes d'évaluation interne des risques liés aux végétaux doit donc prendre en compte le stade d'extension de tous les nuisibles comparés, leurs impacts sur les systèmes qu'ils affectent, les avantages (et les bénéficiaires) potentiels des efforts de contrôle, et la qualité des informations disponibles. Ces facteurs varient grandement à l'intérieur d'un pays et également d'un pays à un autre : il existe de nombreux systèmes d'évaluation interne des risques liés aux végétaux en utilisation (Tableau 1). Souvent, plusieurs sont utilisés simultanément dans un pays, même à un niveau national.

Tableau 1 : Les principaux systèmes utilisés essentiellement pour l'évaluation interne des risques liés aux végétaux et la mise en place de priorités

Auteur(s)	Approche
Champion et Clayton, 2001	Scores sur l'écologie et la biologie des végétaux, et sur l'enherbement pour les végétaux aquatiques
Esler et <i>al.</i> , 1993	Additionne les scores de capacité de réussite et le score d'enherbement
Hiebert, 1997	Pondère l'impact relatif avec la facilité de contrôle et le coût d'un retard
Randall, 2000	Scores de pouvoir envahissant / d'impacts / de distribution potentielle / de stade d'invasion
Tucker et Richardson, 1995	Modélise des attributs des espèces et les fait correspondre à l'environnement
Timmins et Owen, 2001	Approche explicite du végétal opposée à l'approche du site. Considère la valeur de la zone potentiellement touchée
Virtue et <i>al.</i> , 2001	Multiplie les scores de pouvoir envahissant, d'impacts et de distribution (actuelle et potentielle)
Wainger et King, 2001	Met en lien la probabilité de dommages, les fonctions définies du paysage et l'échelle de menace pour une réponse appropriée

Le système de Randall (2000) est un système sain et pratique pour une application à un niveau local. Les systèmes plus précis et écologiquement défendables sont centrés sur des biomes spécifiques, tels que les terrains arbustifs d'Afrique du Sud (Tucker et Richardson, 1995) ou les végétaux aquatiques (Champion et Clayton, 2001). Les systèmes aquatiques forment presque une classe à eux seuls et les autorités devraient être circonspectes à propos de toute nouvelle espèce de terrains humides. Globalement, des systèmes généralisés sont probablement les premiers à être nécessaires dans la plupart des pays. En outre, le détail des relations entre les attributs des espèces et l'environnement, qui rend l'efficacité des systèmes spécifiques à un biome, est mal compris pour la plupart des biomes.

Un système unique, applicable à une grande échelle, ne peut être recommandé avant que les objectifs du système d'évaluation interne des risques liés aux végétaux ne soient déterminés. Les pays qui mettent en place des systèmes d'évaluation des risques liés aux végétaux au niveau national devraient s'assurer que les données réunies sont applicables à toute une gamme de stades d'extension et d'échelles spatiales du contrôle des végétaux. Les ressources nationales, mises à disposition par le gouvernement central pour l'évaluation, devraient être attribuées là où les avantages à long terme seront les plus importants. Cela signifie d'abord un système de criblage aux frontières, puis un système de classement prioritaire des espèces dans les premières phases d'établissement ou d'extension, et uniquement ensuite des espèces qui ont consolidé leur extension. Pour ce dernier groupe, le système détaillé de Virtue et ses collaborateurs (2001) à un niveau national ne pourrait être amélioré qu'avec des efforts considérables mais il devrait être adapté à la zone concernée.

Les facteurs à prendre en compte

Ce chapitre décrit les facteurs à prendre en compte, le type d'informations nécessaires et susceptibles d'être disponibles à différents stades d'extension, et le processus de détermination du type de système d'évaluation des risques liés aux végétaux requis pour un ensemble spécifique de circonstances. Nombre de ces points sont pertinents pour toute une gamme de stades, d'une propriété unique à un pays tout entier, et ils sont toujours limités par la quantité totale de ressources pour le contrôle des nuisibles dans la zone en question.

Historique des congénères

Ce facteur n'est que rarement pris en compte comme composante de risque des systèmes conçus pour les espèces aux tous premiers stades d'extension. On trouve des exceptions là où cette association est impliquée par le groupe d'espèces classées, par exemple, les pins (Tucker et Richardson, 1995). Le comportement d'espèces du même groupe (par exemple, la famille, le genre), à plusieurs niveaux de regroupement taxonomique, peut être utilement incorporé à des évaluations internes des risques liés aux végétaux. Cela est particulièrement applicable aux espèces aux tous premiers stades d'extension parce qu'en l'absence d'autres informations cela peut contribuer à définir une probabilité de succès de l'invasion. La prolifération est concentrée dans certains genres pour certaines familles et est largement dispersée entre de nombreux genres dans d'autres familles (voir plus loin la partie sur les taux de naturalisation). Que ces estimations de probabilité puissent être faites au niveau de la famille, ou au niveau de la sous-famille, dépend de la taille de la famille et des genres du végétal. De nombreux genres sont trop petits pour pouvoir donner des ratios statistiquement fiables.

Contrôle « orienté végétal » et contrôle « orienté site »

Il existe une tendance à ne contrôler que les espèces familières qui sont traditionnellement contrôlées. Cette inertie exige un système de mise en place de priorités qui réattribue les ressources des espèces individuelles, qui sont devenues incontrôlables à une échelle définie, vers celles qui sont potentiellement contrôlables à la même échelle. Lorsque les tentatives d'éradication d'une espèce ou de réduction en dessous d'une densité de population définie sur la totalité d'une zone définie (contrôle « orienté espèce ») ont échoué, l'espèce ne doit alors être contrôlée que dans des lieux spécifiques de haute valeur au sein de la zone (contrôle « orienté site »). Ce concept a été développé pour les végétaux nuisibles en Nouvelle-Zélande (Williams, 1997) et l'application de ce principe aux terres publiques à protéger est expliquée par Timmins et Owen (2001). Il est applicable à divers systèmes, dont les systèmes agricoles, et peut être utilisé pour classer par ordre de priorité les nuisibles à contrôler à un niveau national.

Stade d'invasion

Une estimation du stade d'infestation d'une espèce, ainsi qu'un critère de remplacement, est nécessaire pour pouvoir déterminer la possibilité de mise en pratique du contrôle. Une valeur du taux d'extension peut être donnée par le temps de résidence dans la zone, si celui-ci est connu, comparé à la distribution actuelle. Cependant, à moins qu'une espèce végétale soit déjà classée comme organisme indésirable dans une zone spécifique, seule son extension déclenche (dans la plupart des cas) la prise de conscience d'un nouveau nuisible potentiel. À ce stade, la plupart des nuisibles récemment reconnus sont bien établis et prolifèrent. Lorsque les distributions sont inconnues, l'approche la plus simple du stade d'infestation qui permet d'éviter la difficile question interprétative du taux d'extension consiste à se demander si l'espèce est bien établie, en cherchant à savoir le nombre, la taille et la distribution des infestations. Cela est aussi très étroitement lié au contrôle potentiel de l'espèce – celles qui s'étendent rapidement seront généralement bien établies avec de nombreux sites, et seront plus coûteuses à contrôler si elles sont largement étendues. Ces facteurs de portée et de taux d'extension doivent être pris en compte dans le contexte du temps de régénération des espèces. Une espèce ne s'étend pas nécessairement d'abord aux

habitats les plus favorables ou potentiellement endommageables. Doivent être pris en compte les habitats les plus favorables et/ou les utilisations les plus vulnérables des terrains qu'une espèce pourrait rencontrer lors de son extension.

Conditions préalables à l'éradication d'un nuisible

Les systèmes permettant de déterminer si l'espèce est candidate à un contrôle « orienté végétal » ou « orienté site » doivent donner un résultat du type « oui ou non ». Les prédictions de résultats de la gestion d'une espèce nuisible peuvent être plus fiables que celles concernant des interactions d'écosystèmes et économiques plus complexes. La question : « Est-il possible d'éradiquer ce nuisible ? », trouve une réponse plus facilement que : « Aura-t-il un effet sur la biodiversité ? » ou « Quel impact économique aura-t-il ? ». Même pour les végétaux nuisibles les mieux installés, particulièrement dans les systèmes naturels, le déclencheur le plus significatif de leur gestion peut être également déterminé en premier lieu par le coût et l'efficacité des mesures de contrôle (Panetta et James, 1999).

L'extermination d'espèces n'a été que rarement réalisée sur des surfaces supérieures à quelques hectares (Simberloff, 2002, 2003), où que ce soit dans le monde. Quels que soient la zone couverte et les impacts perçus d'un nuisible, il y a des questions essentielles pour la prévention, le choix et la détermination du niveau de gestion :

- Tous les individus de l'espèce peuvent-ils être localisés, et des mesures de contrôle pratiques sont-elles disponibles ?
- Tous les individus peuvent-ils être ciblés dans une période de temps définie dictée par le cycle de vie du végétal ?
- Les réponses du végétal au contrôle sont-elles connues ?
- Y a-t-il des ressources pour traiter des nouveaux végétaux, au moins aussi vite qu'ils apparaissent, disponibles pour les travaux de suivi ?

Les espèces nuisibles pour lesquelles une réponse « oui » est prépondérante à ces questions ont une priorité plus haute pour un contrôle « orienté végétal » que les espèces pour lesquelles la réponse est « non ». Des informations sur plusieurs aspects d'une espèce sont nécessaires avant que l'on puisse répondre à ces questions.

Attributs biologiques

Une remarque d'avertissement doit être faite ici. Une vaste gamme d'attributs biologiques ont été utilisés dans des tentatives de caractérisation de l'envahissement et de tri par priorité des espèces à contrôler. Les attributs biologiques ne sont que supposés correspondre au caractère envahissant, même si l'on entend par là extension, et non impact. Si certaines règles très générales associant les attributs des espèces au caractère envahissant émergent, elles ne s'appliquent qu'à quelques groupes de végétaux dans des habitats spécifiques. Ils ont souvent des régimes de perturbation particuliers, y compris ceux déterminés par les activités humaines. Dans de nombreux systèmes naturels ou semi-naturels, l'importance relative des divers modes de dispersion est inconnue. Par exemple, tant que le nombre relatif des végétaux ligneux potentiels (dispersés par le vent) et des végétaux à fruits charnus potentiellement disponibles pour coloniser la

végétation boisée des plaines en Nouvelle-Zélande n'est pas connu, on ne peut être sûr de savoir si le syndrome des fruits charnus a, en soi, conduit à l'abondance relative de ce dernier groupe. Ainsi, des attributs tels que le mode de dispersion peuvent être utilisés avec plus d'intégrité s'ils sont utilisés indirectement pour déterminer les options de gestion, telles que la fréquence de recherche, plutôt que pour tenter de prédire les taux d'invasion en tant que tels.

Facilité d'éradication

L'intensité du contrôle des végétaux peut être pensée comme le produit de la difficulté à éradiquer un individu à la première apparition, incluant des facteurs tels que les effets hors de la cible, multiplié par la fréquence des visites pour traiter à nouveau l'infestation. Si une espèce végétale a un historique d'envahissement, il est alors probable qu'elle a certains attributs identifiables qui la rendent comme telle (par exemple, une banque de graines persistantes) et qu'elle a fait l'objet de tentatives de contrôle par ailleurs. Cela aide à évaluer la difficulté du contrôle dans la nouvelle zone. Lorsqu'il n'y a aucun historique, pas même de culture ou d'envahissement dans la région d'origine, la facilité d'éradication doit être supposée à partir des attributs de l'espèce ou de ses congénères en fonction d'un classement à définir.

Moment de la détection

La détection de nouvelles infestations sous une ou deux générations est importante si l'espèce doit être éradiquée ou contenue dans une petite zone. Cela signifie que l'espèce doit être reconnaissable en tant que nuisible à un stade précoce. Les espèces cryptiques dans la nature, telles qu'une herbe courte ou une liane avec un feuillage non remarquable, sont susceptibles d'être confondues avec des espèces désirées par un observateur modérément informé. Elles ont toute probabilité de s'étendre avant d'être identifiées comme nuisibles. Elles seront plus difficiles à contrôler que les espèces évidentes.

Capacité de reproduction

La quantité de graines viables et la reproduction végétative peuvent être des composantes critiques du succès d'une invasion. Cependant, il y a moins de certitude sur l'importance relative de ces facteurs pour l'invasion, ou la facilité d'éradication. Les espèces ayant des banques de graines persistantes peuvent être tout aussi difficiles à éradiquer que celles n'ayant pas de banques de graines mais ayant une reproduction végétative. Il existe des preuves que les espèces ayant plus d'un système de reproduction sont plus envahissantes, en moyenne, que celles qui n'ont qu'un seul système. Cela tient en partie au fait que les différentes stratégies peuvent permettre à l'espèce de traverser une gamme plus vaste de barrières à l'invasion. Lorsque la population augmente, les barrières changent. Les espèces peuvent donc être classées selon le nombre de stratégies de reproduction dont elles disposent, sans préjuger de l'importance relative de ces stratégies.

Capacité de dispersion

Le potentiel de dispersion est d'évidence essentiel, mais l'importance relative des différents mécanismes de dispersion ne doit pas être surestimée dans l'évaluation du risque végétal – la plupart des végétaux ont un système de dispersion quelconque. Les graines transportées par le vent parcourent couramment de longues distances, et les

graines de petite taille, davantage que les graines de grande taille, peuvent être consommées et dispersées par une gamme plus importante d'animaux. Mais la taille des graines doit toujours être considérée dans le contexte de la gamme des agents de dispersion disponibles et des mécanismes de dispersion potentiels dans la zone : la dispersion passive par l'eau, par les machines (etc.) et *via* des contaminants dans le produit, peut être plus importante que les caractéristiques biologiques. Alternativement, il peut y avoir une interaction : par exemple, les graines de petite taille seront plus susceptibles d'être transportées par les machines que les graines de grande taille. Lors de l'évaluation du risque d'invasion, les voies de dispersion probables (cours d'eau, chemins de ferme, de façon aléatoire) doivent également être prises en compte, tout comme le caractère approprié du paysage aux alentours. Aux premiers stades de l'invasion, une contribution importante de la capacité de dispersion à l'envahissement est un indicateur de la capacité à se cacher, comme expliqué plus haut.

Personnes

Les attitudes des personnes vis-à-vis des espèces végétales varient grandement. Si certaines espèces sont considérées comme une nuisance par tout le monde, d'autres sont utiles pour divers secteurs de la communauté. Les résultats des activités humaines impliquant ces espèces utiles, qui incluent des nuisibles reconnus comme tels, peuvent avoir une influence considérable sur leur extension. Les attitudes vis-à-vis d'une espèce doivent être prises en compte et, de manière générale, les espèces favorisées pour une raison ou pour une autre seront les plus difficiles à éradiquer. Pour qu'un programme d'éradication valide l'espèce visée (à éradiquer) dans une zone définie, il faut que la probabilité de nouvelles invasions à partir de sources extérieures soit nulle, voire très faible. C'est souvent impossible pour les espèces cultivées commercialement qui sont aussi des nuisibles. Il peut être possible de limiter le risque pour les terres qui se trouvent au-delà des plantations, en empêchant les espèces de se régénérer dans la zone définie. Cette option ne peut être appliquée que lorsque deux conditions sont réunies : 1) l'avantage qui découle de cette nouvelle espèce doit être plus grand que le risque et 2) des procédures de gestion du risque végétal doivent être mises en place tant que l'espèce est cultivée commercialement.

Correspondance climatique

L'utilité de la correspondance climatique pour une évaluation du risque végétal change lorsqu'un nuisible s'étend. Aux stades précoces, une large correspondance entre la zone source (native et/ou adventive) et la portée potentielle est nécessaire pour considérer que l'espèce est un nuisible potentiel. En effet, le climat constitue un facteur essentiel dans la limitation, ou au contraire, dans la possibilité de l'extension. De nombreuses herbes originaires d'Afrique tropicale, par exemple, sont maintenant largement répandues dans les zones tempérées. Aux derniers stades, et à une échelle locale, la correspondance climatique est moins importante parce que l'espèce a montré sa capacité à s'étendre. Ainsi, la correspondance climatique entre la portée actuelle et la portée prédite est particulièrement utile comme outil de création de priorités aux stades intermédiaires d'extension, particulièrement à l'échelle d'un pays. La correspondance climatique exige des données de distribution précises dans les zones à prendre en compte. Sur une base pays par pays, cela exige des bases de données nationales complètes. Si les données sont réunies sur une base régionale, par exemple, le sud de

l'Amérique du Sud (peut-être sous la responsabilité d'organisations telles que le COSAVE⁶), cela pourrait avoir une plus grande utilité que sur une base uniquement nationale. La correspondance climatique est une activité spécialisée dépassant la portée du présent rapport, mais nous renvoyons le lecteur à l'article de Kriticos et Randall (2001) pour un résumé de l'applicabilité de plusieurs suites logicielles à ce sujet en Australie.

Impact

Les nuisibles ont des impacts économiques, écologiques et/ou sociaux, et la méthode d'évaluation doit définir lequel de ces impacts elle tente d'évaluer. Des estimations fiables de l'impact ne sont possibles qu'après que le nuisible ait commencé à s'étendre. Les estimations d'impact comportent souvent un calcul de l'unité d'impact multipliée par une mesure de la zone couverte. Plusieurs types d'impact peuvent être déterminés, ou estimés, pour une ou plusieurs espèce(s), et incorporés dans un système de notation (Virtue et *al.*, 2001). Les impacts peuvent être déterminés sur une échelle très grossière et être mis en équation uniquement avec le facteur « présence de l'espèce » (par exemple, une espèce est présente dans un nombre « x » de systèmes d'utilisation de la terre et dans un nombre « y » de régions d'un pays). Des échelles beaucoup plus fines peuvent être utilisées, et extrapolées sur la portée potentielle de l'espèce : par exemple, un végétal est « vaporisé » à un coût de « w » dollars sur un nombre « x » d'hectares, ce qui se monterait à « z » dollars sur sa portée potentielle.

Les impacts de l'espèce dans d'autres zones peuvent être applicables dans la nouvelle zone. En l'absence d'historique, l'impact doit être estimé à partir des attributs de l'espèce. Ceux-ci seront différents selon l'utilisation de la terre susceptible d'être affectée. Dans les systèmes agricoles, l'impact des nuisibles associés peut être pertinent. Pour les terres non cultivées, à l'inverse, il n'y a pas de mesure d'impact universelle. Parker et ses collaborateurs (1999) proposent des paramètres qui peuvent être quantifiés : I (impact général) = R (portée) \times A (abondance) \times E (impact par habitant).

Les espèces varient largement en terme de biomasse à maturité qui peut être générée à partir d'une propagule (graine) ou d'un ramet (morceau de tige ou de racine) unique. Une estimation de la biomasse et de l'étendue d'une espèce peut contribuer à une estimation rudimentaire de l'impact. Il peut y avoir une preuve de son taux de croissance en termes de hauteur et de zone couverte. Celles-ci seront probablement dans une gamme de plus de dix ordres de grandeur : par exemple, comparons une herbe unique de 10 cm de hauteur par 25 cm² (0,002 m³), à une herbe pérenne type de 1 m² avec une hauteur de 1 m (1 m³), et aux arbres de 10 m de hauteur avec des couronnes de 10 m de diamètre (1 000 m³). « E » est associé au logarithme du volume d'un végétal unique : 1, 10, 100, 1 000, 10 000. Ces données peuvent être ramenées à une notation de 1 à 5. La biomasse comme mesure de remplacement de l'impact est probablement modifiée par l'interaction physique de l'espèce avec la végétation désirable. Des informations sont généralement disponibles pour savoir si l'espèce cohabite avec, ou remplace, la végétation désirable. Les effets à long terme des végétaux nuisibles dans la canopée, ou dans une couche inférieure régénérative, sont pour la plupart inconnus. L'intuition permet de suggérer que le remplacement du couvert de la végétation

⁶ Comité de Santé Végétale du Cône Sud (Comité de Sanidad Vegetal del Cono Sur – COSAVE)

déplacera, à court terme, plus d'espèces (invertébrés compris) plutôt que l'absence de remplacement du couvert. Cette généralisation peut ne pas être valide pour toutes les espèces : par exemple, pour les herbacées qui augmentent les effets du feu dans les systèmes naturels. De manière similaire, l'impact doit probablement être lié à la persistance sur le site, que ce soit *via* une génération unique, ou *via* des générations successives.

Conception d'un format de notation

Un système de notation ou de classement pour les évaluations internes des risques liés aux végétaux doit intégrer tous les principes d'un système d'évaluation de quarantaine (Smith et *al.*, 1999), autres que l'exigence de satisfaction aux obligations internationales (sauf si elles sont susceptibles d'avoir un impact sur le commerce international). Un tel système doit être conçu de manière à proposer une échelle, ou toute autre forme de classification. Ces évaluations ne doivent pas être fondées sur la supposition que les options de gestion des végétaux nuisibles sont fonction de l'ordre de grandeur du risque, que le plus grand avantage est réalisé en contrôlant les populations aux stades précoces de l'invasion, et que la notation sera modifiée par la position du gestionnaire pour réduire le risque. Il doit identifier le(s) stade(s) d'invasion ciblé(s) et les écosystèmes potentiellement affectés. Il ne doit pas être plus complet qu'il n'est nécessaire pour utiliser les informations disponibles. La technologie et les ressources de contrôle des végétaux disponibles pour gérer le risque pouvant changer, celles-ci doivent être considérées comme des modules indépendants et être incorporées au processus décisionnel.

Les systèmes de classement existants diffèrent quant aux informations nécessaires pour les utiliser, ainsi qu'au niveau de la structure de leurs règles internes. Les systèmes les plus simples donnent des notations numériques selon un ensemble de critères qui peuvent être ou non divisés en sections, et qui sont ensuite additionnés. Les questions peuvent avoir une valeur égale ou inégale. Les scores individuels peuvent être ou non modifiés par les réponses à d'autres questions (Pheloung et *al.*, 1999). Les sous-totaux d'une section peuvent être modifiés par d'autres sous-totaux (Randall, 2000). Certains aspects du végétal apparaissent parfois deux fois : par exemple, sa capacité inhérente à être un nuisible ou la facilité avec laquelle il peut être contrôlé (Hiebert, 1997). Il peut y avoir ou non des scores par défaut si les questions n'ont pas de réponse, et des points peuvent être déduits si les réponses à certaines questions sont négatives (Pheloung et *al.*, 1999). D'autres fonctionnent selon des arbres décisionnels hiérarchiques (Reichard et Hamilton, 1997). Selon une approche totalement différente, Tucker et Richardson (1995) ont utilisé un système expert dans lequel une série de questions filtrait les espèces à risque selon les critères « fort » ou « faible » avant de passer à la question suivante.

Un système d'évaluation interne des risques liés aux végétaux doit confirmer, plus ou moins, le classement existant des végétaux dans une zone pour un stade d'extension prédéfini, si cela a été entrepris par des experts (Hiebert, 1997 ; Pheloung et *al.*, 1999), plutôt que de produire un reclassement des espèces prioritaires. En d'autres termes, les résultats d'un quelconque système nouveau doivent être intuitivement sains pour que le système puisse être accepté et appliqué. Cette approche réunit ensuite toutes les connaissances sur les végétaux d'une zone et les formalise dans un système qui est transparent, répétable et applicable aux espèces récemment reconnues.

Le développement de ces systèmes sur feuilles de calcul permet que les scores soient ajustés et que les effets sur le classement des espèces soient examinés.

Études ciblées

Suite à la détection, la surveillance commence par des études de terrain pour cartographier l'étendue et la densité des espèces envahissantes. De telles études sont susceptibles d'être stratifiées entre habitats sensibles et selon l'accessibilité le long des routes. Par exemple, sur Maui à Hawaï, la station de terrain USGS de Maui a mis en œuvre un projet de détection précoce avec le *Maui Invasive Species Committee* (MISC). Une liste d'une centaine de végétaux envahisseurs potentiels ciblés, suspectés d'avoir le potentiel de se naturaliser et de devenir envahissants sur Maui, a été dressée sur la base des envahisseurs connus sur d'autres îles hawaïennes, et des végétaux cultivés sur Maui connus pour être envahissants ailleurs dans le monde. Près de 2 000 km de routes ont été étudiés, pour plus de 16 000 enregistrements pour les espèces cibles. Pour traiter les zones hors routes, des botanistes de terrain experts ont été interrogés, ce qui a permis d'ajouter 1 000 sites pour 79 espèces. La littérature a également été revue et des observations biologiques opportunistes ont été effectuées. Cela a permis d'obtenir des images, des cartes et des rapports qui ont ensuite été publiés sur un site web⁷. Ces travaux ont constitué un point de départ essentiel des efforts d'éradication du MISC ; au moins quatre espèces ont été éradiquées, et d'autres espèces sont à l'heure actuelle la cible d'une éradication (Loope et al., 2004).

Les taux de naturalisation

Il y a naturalisation lorsqu'une espèce végétale s'échappe d'un lieu où elle est cultivée et forme une population autonome dans la nature. En Nouvelle-Zélande, les chercheurs spécialisés estiment que c'est là l'étape critique du processus selon lequel une espèce devient envahissante, et elle est le plus souvent antérieure au moment où une espèce peut être clairement considérée comme envahissante (Williams et al., 2004). Ils ont comparé la probabilité de naturalisation de différentes familles et de différents genres en Nouvelle-Zélande et en Australie, et ils ont découvert que des familles et des genres particuliers de végétaux étaient plus susceptibles de rentrer dans un processus de naturalisation et de devenir envahissants. Ils ont également découvert que la pression des propagules (les espèces qui sont couramment plantées ont une probabilité double de se naturaliser par rapport aux espèces introduites accidentellement), la portée environnementale de la cible (plus le terrain est diversifié en terme d'environnement, plus il est probable qu'une espèce végétale s'y naturalisera), et la densité de population humaine ont une influence sur le taux de naturalisation d'une espèce. Ils ont montré que la taxonomie et l'historique d'envahissement d'espèces proches constituent un outil utile pour décider, dans une gamme de végétaux naturalisés, lesquels doivent être ciblés pour une éradication.

Sites sentinelles

En Australie, une approche par « sites sentinelles » fait l'objet d'essais par le CRC pour la gestion des végétaux australiens. Des sites entre des zones urbaines et des

⁷ <http://www.hear.org/starr/hiplants/>

parcs nationaux ont été identifiés comme étant envahis par un grand nombre de végétaux étrangers non encore envahissants : la plupart des espèces dans cette zone sont considérées comme des espèces envahissantes candidates (sur la base de leur statut dans d'autres pays). Ces sites ont été étudiés en termes de densité et de biomasse de chacune des espèces exotiques présentes, puis les sites ont été à nouveau étudiés 3 années plus tard pour classer les espèces par ordre de capacité à augmenter en abondance et en biomasse (Weeds CRC, 2004). La valeur de cette approche est encore en cours d'évaluation.

Évaluation de l'efficacité des approches de la détection et de la surveillance

Détection

L'un des résultats clairs de l'augmentation des efforts de détection en Australie est une augmentation du taux de détection de végétaux récemment naturalisés (Groves et Hosking, 1997). Comme l'efficacité des stratégies de contrôle aux frontières et l'évaluation de celles-ci dépend de la compréhension fiable des espèces qui ont déjà passé la frontière, ce résultat est en soi inestimable. Une détection efficace permet plus de précision dans l'estimation du taux des nouvelles incursions dans le temps. Pour ce qui concerne le rôle de la détection dans l'efficacité et la rapidité de réaction aux nouvelles incursions, il y a un certain nombre de cas où les stratégies de détection ciblée ont conduit à un effort précoce d'éradication, ou de confinement, d'espèces hautement envahissantes. Ceci a abouti à des résultats significatifs au niveau économique, avec une diminution des pertes économiques, et au niveau environnemental. Nombre de récentes incursions d'espèces envahissantes potentiellement dangereuses en Australie ont été éradiquées ou ont fait l'objet de stratégies d'éradication efficaces. On peut citer, par exemple, l'éradication de la mouche de la papaye dans le Queensland, suite à une apparition dans les années 1990, ou les résultats encourageants de la stratégie d'éradication de la fourmi rouge autour de Brisbane. L'orgye de la pomme a été également éradiquée avec succès à Auckland, Nouvelle-Zélande, après une détection précoce ; cependant, dans ce dernier cas, les effets à long terme probables d'une absence de mesure contre cette espèce sont moins clairs. Cela permet de suggérer qu'un système de détection efficace aura des avantages à long terme s'il y a des ressources suffisantes pour une réaction rapide après la détection.

Surveillance

L'efficacité de la surveillance réside dans l'apport de paramètres quantitatifs après une détection. C'est un point essentiel dans le processus décisionnel pour savoir s'il faut éradiquer, contrôler ou contenir un nouveau nuisible (Cacho, 2004 ; Mack et Foster, 2004). La surveillance et les techniques associées, comme procédé de classement par ordre de priorité des espèces végétales exotiques naturalisées pour un contrôle préemptif, doivent encore apporter la preuve de leur efficacité. De fait, la surveillance peut devenir redondante si les programmes de détection permettent de façon suffisante de détecter toutes les nouvelles incursions à un stade où il y a une forte chance d'éradication. Dans de telles circonstances, il est préférable d'éradiquer plutôt que d'étudier (Harris et *al.*, 2004).

Bibliographie

- BILL A., POPAY I., TIMMINS S., 2004 – « Motivating action and maintaining behaviour – challenges for Weedbusters, New Zealand ». In Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit*. 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Wagga Wagga Australia, Weed Society of New South Wales: 623-626.
- BLOOD K., TAYLOR U., NUGENT T., TIMMINS S., 1998 - *Weed Navigator, a guide to weeds in Australia and New Zealand*. Adelaide Australia, CRC for Weed Management Systems, 171 p.
- BRAITHWAITE H., 2000 - *Weed surveillance plan for the Department of Conservation*. Wellington, New Zealand: Department of Conservation, 24 p.
- CACHO O., 2004 – « When is it optimal to eradicate a weed invasion? » In Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit*. 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Wagga Wagga Australia, Weed Society of New South Wales: 49-54.
- CHAMPION P.D., CLAYTON J.S., 2001 – « A weed-risk assessment model for aquatic plant weeds in New Zealand ». In Groves R.H., Panetta F.D., Virtue J.G. (eds.): *Weed Risk Assessment*. Canberra, CSIRO Publishing: 194-202.
- DELANE R., LLOYD S.G., 2002 – « Biosecurity for Australia requires collective action from all stakeholders. Who should care about weeds and other pest incursions? » In 13th Australian Weeds Conference papers and proceedings. Perth, Australia, Plant Protection Society of Western Australia : 497-500.
- EMBERSON R.M., 2000 – « Endemic biodiversity, natural enemies and the future of biological control ». In Spencer N.R. (ed): *Proceedings, 10th International Symposium on Biological Control of Weeds*. Bozeman, USA; Montana State University: 875-880.
- ESLER A.E., LIEFTING L.W., CHAMPION P.D., 1993 - *Biological success and weediness of the noxious plants of New Zealand*. MAF Quality Management, Lynfield, Auckland, New Zealand.
- FAO, 1997 – *Directives pour la surveillance. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n°6*. Rome, FAO, 8 p.
- GANEV S., BRAITHWAITE M., 2003 - Resource requirements for national active surveillance programmes of high impact exotic pests in New Zealand. *New Zealand Plant Protection*, 56: 10-15.
- GROVES R.H., HOSKING J.R., 1997 - *Recent incursions of weeds to Australia 1971-1995*. Adelaide, Australie, Cooperative Research Centre for Weed Management Systems, Technical Series N° 3, 74 p.
- HARRIS S., TIMMINS S.M. PANETTA F.D., 2004 – « Sacrificing innocents to get the outlaw – benefits of early control ». In Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit*. 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Wagga Wagga Australia, Weed Society of New South Wales: 596.
- HIEBERT R., 1997 - « Prioritising invasive plants and planning for management ». In Luken J.O., Thieret J.W. (eds.): *Assessment and management of plant invasions*. New York, Springer-Verlag: 11-19.

- HOBBS R.J., HUMPHRIES S.L., 1995 – An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology*, 9(4):761-770.
- Hosking J.R., Waterhouse B.M., Williams P.A., 2004 – « Are we doing enough about early detection of weed species naturalizing in Australia? » In Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit*. 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Wagga Wagga Australia, Weed Society of New South Wales: 68-71.
- JUPP P., WARREN P., SECOMB N., 2002 – « The branched broomrape eradication program: methodologies, problems encountered and lessons learnt ». In Spafford-Jacob H., Dodd J., Moore J.H. (eds): *13th Australian Weeds Conference papers and proceedings*. Perth, Australia, Plant Protection Society of Western Australia: 270-273.
- KRITICOS D.J., RANDALL R.P. 2001 – « A comparison of systems to analyze potential weed distributions ». In Groves R.H., Panetta F.D., Virtue J.G. (eds.): *Weed Risk Assessment*. Canberra, CSIRO Publishing: 61-82.
- LE BOURGEOIS T., JEUFFRAULT E., GRARD P. CARRARA A., 2004 – « A new process to identify the weeds of La Reunion Island : the AdvenRun system ». In Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit*. 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Wagga Wagga Australia, Weed Society of New South Wales: 660-663.
- LOOPE L.L., STARR F., STARR K.M., 2004 - Management and research for protecting endangered plant species from displacement by invasive plants on Maui, Hawaii. *Weed Technology*, 18: 1472-1474.
- MACK R.N., FOSTER S.K., 2004 – « Eradication or control? Combating plants through a lump sum payment or on the installment plan ». In Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit*. 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Weed Society of New South WALES, Wagga Wagga Australia : 56-61.
- MCARTHUR K., HAWKER V., MCCARTHY M., 2004 – « Weed Warriors – overcoming the problem with weeds ». In Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit*. 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Wagga Wagga Australia, Weed Society of New South Wales: 619.
- MCCLUGGAGE A.P., 2004 – « Watch for these weeds: public help in weed led programs in North Island New Zealand ». In Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit*. 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Wagga Wagga Australia, Weed Society of New South Wales: 644-647.
- PANETTA F.D., JAMES R.F., 1999 - Weed control thresholds: a useful concept in natural ecosystems? *Plant Protection Quarterly*, 14(2): 68-76.
- PANETTA F.D., MACKAY A.P., VIRTUE J., GROVES R.H., 2001 – « Weed risk assessment: core issues and future directions ». In Groves R.H., Panetta F.D., Virtue J.G. (eds.): *Weed Risk Assessment*. Canberra, CSIRO Publishing: 231-240
- PANETTA F.D., TIMMINS S.M., 2004 - Evaluating the feasibility of eradication for terrestrial weed incursions. *Plant Protection Quarterly*, 19: 5-11.
- PHELOUNG P.C., WILLIAMS P.A., HALLOY S.R., 1999 - A weed-risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management*, 57(4): 239-251.
- PLANT HEALTH AUSTRALIA, 2005 – *An enhanced plant pest and disease emergency response system*. En ligne

- [http://www.planthealthaustralia.com.au/top_priorities/priorities.asp?ID=2]
29/07/2006
- RANDALL R.P., 2000 - Which are my worst weeds? A simple ranking system for prioritising weeds. *Plant Protection Quarterly*, 15: 109-115.
- REICHARD S.E., HAMILTON C.W., 1997 - Predicting invasions of woody plants introduced into North America. *Conservation Biology*, 11(1): 193-203.
- REJMÁNEK M., PITCAIRN M.J., 2002 – « When is eradication of exotic pest plants a realistic goal? » In Veitch C.R., Clout M.N. (eds.): *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group: 249-253.
- SIMBERLOFF D., 2002 – « Today Tiritiri Matangi, tomorrow the world! Are we aiming too low in invasives control? » In Veitch C.R., Clout M.N. (eds.): *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group: 4-12.
- SIMBERLOFF D., 2003 - Eradication: preventing invasions at the outset. *Weed Science*, 51(2): 247-253.
- SMITH C.S., LONSDALE W.M., FORTUNE J., 1999 - When to ignore advice: invasion predictions and decision theory. *Biological Invasions*, 1: 89-96.
- STEPHENSON B.P., GILL G.S.C., RANDALL J.L., WILSON J.A., 2003 - Biosecurity approaches to surveillance and response for new plant pest species. *New Zealand Plant Protection* 56: 5-9.
- TIMMINS S.M., BLOOD K. 2003 - Weed awareness in New Zealand: Improving public awareness of environmental weeds. DOC Science Internal Series 125. Department of Conservation, Wellington, New Zealand.
- TIMMINS S.M., BRAITHWAITE H. 2002 – « Early detection of invasive weeds on islands ». In Veitch C.R., Clout M.N. (eds.): *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group: 311-318.
- TIMMINS S.M., OWEN S.J., 2001 - « Scary species, superlative sites: assessing weed risk in New Zealand's protected natural areas ». In Groves R.H., Panetta F.D., Virtue J.G. (eds.): *Weed Risk Assessment*. Canberra, CSIRO Publishing: 217-227.
- TUCKER K.C., RICHARDSON D.M., 1995 - An expert system for screening potentially invasive alien plants in South African fynbos. *Journal of Environmental Management*, 44: 309-338.
- VIRTUE J., GROVES R.H., PANETTA F.D., 2001 - « Towards a system to determine the national significance of weeds in Australia ». In Groves R.H., Panetta F.D., Virtue J.G. (eds.): *Weed Risk Assessment*. Canberra, CSIRO Publishing: 124-150.
- WAINGER L.A., KING D.M., 2001 - « Priorities for weed risk assessment: using a landscape context to assess indicators of function, services and values ». In Groves R.H., Panetta F.D., Virtue J.G. (eds.): *Weed Risk Assessment*. Canberra, CSIRO Publishing: 34-51.
- WEEDS C.R.C., 2004 - *Cooperative Research Centre for Australian Weed Management Annual Report 2003-04*. Glen Osmond, Australia, 40 p.
- WILLIAMS P.A., 1997 - *Ecology and management of invasive weeds*. Wellington, New Zealand, Department of Conservation, Conservation Sciences Publication No. 7, 67 p.
- WILLIAMS P.A., 2003 – « Guidelines for weed-risk assessment in developing countries ». In Labrada R. (ed.) : *Weed Management for Developing Countries, Addendum 1*. Rome, FAO Plant production and protection paper 120 Add. 1.
- En ligne :

http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/DOCREP/006/Y5031E/y5031e05.htm

WILLIAMS P.A., DUNCAN R.P., RANDALL R.P., 2004 – « Plant naturalization rates as a risk assessment tool ». *In Proceedings of the 4th International Weed Science Congress*. Durban, South Africa: 66.

WILLIAMSON M., 1996 - *Biological Invasions*. London, Chapman & Hall, 244 p.

WILSON J.A., STEPHENSON B.P., GILL G.S.C., RANDALL J.L., VIEGLAIS C.M.C., 2004 - Principles of response to detections of new plant pest species and the effectiveness of surveillance. *New Zealand Plant Protection*, 57: 156-160.