

Etat de l'Environnement wallon

Etudes - Expertises

Les espèces exotiques envahissantes

Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du
Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon

Ce Rapport est réalisé sous la responsabilité exclusive de son auteur et n'engage pas la Région wallonne

Sonia Vanderhoeven¹, Etienne Branquart², Jean-Claude Grégoire³ & Grégory Mahy¹

Avec la collaboration de : Olivier Brahy³, Marius Gilbert³, Sylvie La Spina³, Nicolas Meurisse³, Frédéric Piel³ & Nora Pieret¹

1. Expertise végétale et coordination
Laboratoire d'Ecologie
Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux
2. Expertise animale
Plate-forme Biodiversité
Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois
3. Expertise 'insectes ravageurs'
Laboratoire de Lutte biologique et Ecologie spatiale
Université Libre de Bruxelles



Septembre 2006

Le **Laboratoire d'Ecologie de la Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux** travaille depuis plus de cinq ans sur la problématique des espèces végétales exotiques envahissantes, notamment au travers des projets de recherche d'initiative fédérale *INPLANBEL*, *Invasive plant species, patterns, process and monitoring* et *PERINBEL*, *Public Perception of invasive species in Belgium*. Le Laboratoire a par ailleurs mis en place une cellule d'appui à la gestion des espèces végétales invasives le long des cours d'eau non navigables dans le cadre d'une convention avec la Région Wallonne, Direction des Cours d'Eau non navigables.

Sonia Vanderhoeven est chercheur post-doctoral au Laboratoire d'Ecologie et s'intéresse aux impacts des espèces végétales exotiques envahissantes sur les écosystèmes ainsi qu'aux processus évolutifs sous-tendant le phénomène invasif. **Nora Pieret** est Ingénieur de projet responsable de la cellule d'appui à la gestion des espèces invasives. Le **Prof Grégory Mahy** dirige le Laboratoire et est à l'initiative de différents projets de recherche relatifs aux espèces végétales exotiques envahissantes.

La **plate-forme Biodiversité** (www.biodiversity.be) est une initiative de la Politique Scientifique Fédérale. Ses missions consistent à faciliter l'accès aux données et à l'information scientifique sur la biodiversité, à améliorer la communication entre scientifiques et décideurs, à identifier des axes de recherche prioritaires en matière de biodiversité et à promouvoir celle-ci en Belgique et à l'étranger. **Etienne Branquart** est en charge des ressources scientifiques au sein de la Plate-forme Biodiversité et attaché au Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (DGRNE). Il est responsable de l'animation du forum belge sur les espèces exotiques envahissantes, un groupe d'experts dont les objectifs sont (i) de renforcer la recherche scientifique sur les invasions biologiques et (ii) de rassembler l'information relative à l'écologie et à l'impact des espèces exotiques dommageables pour la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes. Le forum sert de relais national pour l'*Invasive Species Specialist Group* de l'IUCN.

Le **Laboratoire de Lutte biologique et d'Ecologie spatiale (LUBIES) de l'Université Libre de Bruxelles** étudie depuis plus de vingt-cinq ans l'écologie de ravageurs forestiers et urbains, et notamment d'espèces envahissantes. Ses travaux se situent tant sur le plan fondamental (stratégies de colonisation; relations plante-insecte, prédateur-proie et parasitoïde-hôte; processus de dispersion, etc) que sur le plan appliqué (surveillance phytosanitaire; lutte biologique classique, par conservation; piégeages par phéromones, etc), dans le cadre de projets financés par diverses sources, régionales, communautaires, internationales. LUBIES a entre autres développé récemment, à la demande de la Direction Générale des Ressources naturelles et de l'Environnement de la Région Wallonne, une réflexion sur la mise en place d'un "Observatoire wallon de la Santé des Forêts". **Olivier Brahy, Sylvie La Spina et Nicolas Meurisse** sont bioingénieurs et doctorants au laboratoire, **Frédéric Piel** est géographe et également doctorant à LUBIES, **Marius Gilbert** est Chercheur qualifié du FNRS et **Jean-Claude Grégoire** est professeur à l'ULB.

Les Rapports sur "l'état de l'environnement wallon" sont établis par la Direction générale des Ressources naturelles et de l'Environnement (DGRNE) du Ministère de la Région wallonne, en étroite collaboration avec les universités et les centres de recherche francophones de Wallonie et de Bruxelles (Art. 5 du Décret du 21 avril 1994 relatif à la planification en matière d'environnement dans le cadre du développement durable).

Le 31 mai 2002, le Gouvernement wallon a adopté une convention -cadre pour financer la mise en place d'une coordination inter-universitaire, fondée sur une équipe scientifique permanente et sur un réseau d'expertise. Cette convention-cadre a été passée avec le Centre d'Etude du Développement Durable (CEDD) de l'Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire (IGEAT) de l'Université Libre de Bruxelles (ULB). L'équipe scientifique est pluridisciplinaire et travaille avec la DGRNE qui assure la coordination générale. Les chercheurs comme les experts scientifiques sont issus de différentes universités.

<http://environnement.wallonie.be/ew>

Table des matières

| | |
|---|----|
| <u>1. La nature des invasions biologiques</u> | 4 |
| <u>1.1 Introduction générale</u> | 4 |
| <u>1.2 Les étapes de l'invasion</u> | 4 |
| <u>1.3 Terminologie et définitions</u> | 6 |
| <u>1.4 Le succès des invasions biologiques</u> | 8 |
| <u>1.5 Conséquences des invasions</u> | 11 |
| <u>1.6 Invasions biologiques et changement global</u> | 13 |
| <u>2. Etat et évolution</u> | 15 |
| <u>2.1 Plantes supérieures</u> | 15 |
| <u>2.2 Animaux</u> | 18 |
| <u>3. Facteurs explicatifs</u> | 27 |
| <u>3.1 Végétaux</u> | 27 |
| <u>3.2 Voies et mécanismes d'entrée sur le territoire des insectes envahissants</u> | 28 |
| <u>3.3 Les vecteurs d'introduction des vertébrés</u> | 29 |
| <u>4. Les conséquences des invasions biologiques</u> | 30 |
| <u>4.1 Conséquences écologiques</u> | 30 |
| <u>4.2 Conséquences socio-économiques</u> | 33 |
| <u>5. Principes de gestion des espèces envahissantes</u> | 35 |
| <u>6. Description de cas</u> | 37 |
| <u>7. Bibliographie</u> | 38 |

I. La nature des invasions biologiques

1.1 Introduction générale

Depuis des siècles, l'homme a favorisé le déplacement des espèces bien au-delà de leurs capacités de dispersion naturelles. Les plantes de culture, principalement les céréales, ont été introduites en Asie du sud-ouest et en Europe du sud au Néolithique il y a 6000 ans. Toutefois, ce n'est qu'à partir du 16^{ième} siècle, et plus récemment encore avec l'augmentation des transports à longue distance, que d'importantes modifications sont survenues dans la distribution des espèces (Weber 1997). L'essor des colonies européennes de même que le développement des jardins botaniques, de l'horticulture, de l'élevage et de la sylviculture ont également largement contribué à ces mouvements d'espèces (Reichard et White 2001). Cette extension considérable des aires de distribution est à l'origine de la problématique écologique majeure que constituent les invasions biologiques. La prise de conscience du phénomène connaît un véritable essor depuis les années 80 de sorte que l'étude des invasions biologiques est une des disciplines de l'écologie qui s'est développée le plus rapidement (Pyšek *et al.* 2004). Les espèces exotiques envahissantes sont actuellement au cœur des préoccupations en raison de la menace qu'elles constituent pour la biodiversité et l'intégrité des écosystèmes.

1.2 Les étapes de l'invasion

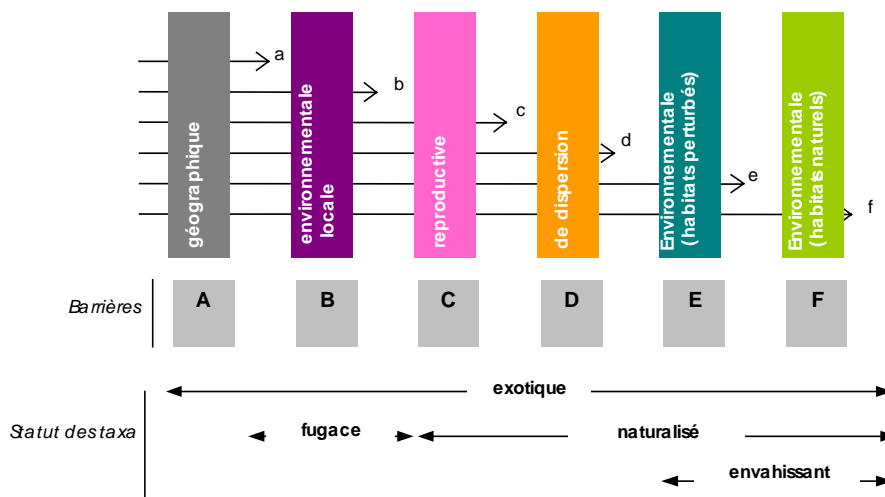


Figure 1 : Représentation schématique des principales barrières limitant l'expansion des taxa introduits. Les barrières sont : (A) les barrières géographiques inter- et/ou intracontinentales ; (B) les barrières environnementales biotiques et abiotiques au site d'introduction ; (C) les barrières reproductives empêchant la reproduction végétative à long terme ou la production de descendance ; (D) les barrières aux dispersions locales et régionales ; (E) les barrières environnementales dans les habitats anthropisés et/ou dominés par des exotiques ; (F) les barrières environnementales dans les habitats naturels ou semi-naturels. Modifié d'après Richardson *et al.* (2000).

Richardson *et al.* (2000) décrivent le processus suivant une séquence introduction-naturalisation-invasion. Le passage d'une étape à l'autre nécessite le franchissement d'une ou de plusieurs barrière(s) naturelle(s) (Figure 1). L'introduction implique l'apport de propagules ou d'individus dans un site nouveau par rapport au site parental, situé hors de leur aire de répartition potentielle. L'homme joue un rôle fondamental voulu ou accidentel dans cette dispersion, généralement à très longue distance. Il aide les espèces à passer outre la barrière géographique. Ces propagules ou individus doivent ensuite se développer jusqu'au stade de la population adulte établie en passant la barrière des conditions environnementales locales. La naturalisation nécessite que les individus adultes de la nouvelle population génèrent une nouvelle génération d'individus pour atteindre

le stade de population stable sans nouveaux apports de propagules. Pour atteindre ce stade, l'espèce doit passer outre les barrières de la reproduction et de la dispersion. L'expansion menant à l'invasion nécessite que la population initiale génère de nouvelles populations viables par l'intermédiaire de la dispersion. La barrière à franchir est liée aux conditions environnementales dans les habitats perturbés puis naturels. La phase d'expansion est fréquemment précédée d'une phase de latence de quelques dizaines voire quelques centaines d'années (Figure 2). Cette latence peut s'expliquer de différentes manières : le temps inhérent à la croissance des populations, le temps nécessaire aux organismes pour surmonter les contraintes écologiques et/ ou le temps nécessaire à l'acquisition de nouvelles capacités liées aux facteurs génétiques améliorant la fitness des individus (Kowarik 1995 ; Crooks et Soulé 1999).

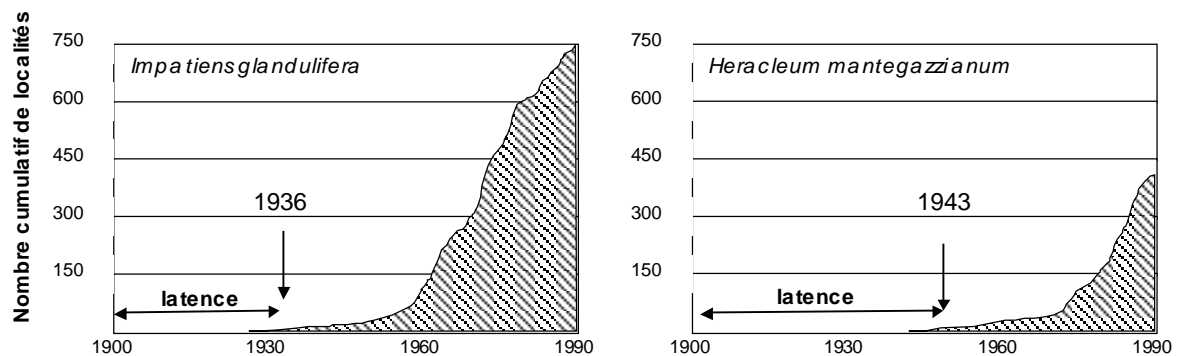


Figure 2 – Courbe cumulative d'invasion de deux espèces en République Tchèque (*I. glandulifera* introduction 1896 ; *H. mantegazzianum* introduction 1862) illustrant la phase de latence et le début de la phase exponentielle (d'après Pyšek et Prach 1993).

Etant donné l'existence des différentes barrières qui contrecarrent les possibilités d'acclimatation des espèces exotiques introduites, seule une faible fraction d'entre elles vont pouvoir se naturaliser ou devenir envahissantes. A ce propos, Williamson (1996) a défini la "règle des 3X10" qui caractérise chacune des étapes de l'invasion biologique et s'applique aux espèces végétales (Figure 3). Pour 1000 espèces de plantes introduites, on compte seulement 100 espèces fugaces, 10 espèces naturalisées et une seule espèce qui présente des propriétés réellement envahissantes.

Cette règle ne peut toutefois pas être généralisée telle quelle pour les autres groupes taxonomiques. On sait, par exemple, que les mammifères présentent un succès d'invasion nettement plus important que 1/1000 (Wittenberg 2005, Mark Williamson, communication personnelle).

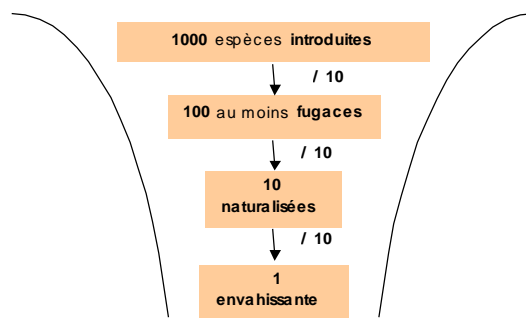


Figure 3 – La règle des 3X10 (the 3 ten rule) d'après Williamson 1996.

1.3 Terminologie et définitions

Quatre critères majeurs sont pris en compte en référence aux espèces envahissantes. Les différentes définitions mises sur pied utilisent en combinaison ces quatre paramètres.

- a) l'origine spatiale : Une première difficulté réside dans le fait de distinguer les espèces 'exotiques' des espèces 'indigènes'. Il est communément admis que les invasions biologiques sont liées aux activités humaines. Dans ce contexte, on réservera le terme "invasion" aux situations d'espèces exotiques pour lesquelles les changements d'abondance et de distribution sont le résultat des activités humaines, que les introductions soient intentionnelles ou accidentelles. On exclut par là les espèces qui étendent leur distribution à partir de leur aire de répartition naturelle (par exemple, la migration naturelle d'espèces après le retrait d'un glacier), les espèces qui accèdent à de nouveaux habitats dans une zone géographique dans laquelle elles sont indigènes (Pyšek *et al.* 2004) et les déplacements naturels d'animaux (migrations).
- b) la date d'introduction : On considère généralement que seules les espèces exotiques introduites après 1500 doivent être prises en compte. Cette date pivot marque historiquement le début de l'intensification des échanges commerciaux intercontinentaux. En Europe centrale, on distingue par exemple les "archéophytes" des "néophytes" sur base d'une date limite d'introduction fixée à 1500 (Pyšek *et al.* 2002).
- c) la capacité de colonisation : Ce critère prend en compte le stade de développement des espèces dans l'aire d'introduction et plus spécifiquement la capacité à se naturaliser, à former des populations pérennes et à se répandre dans l'environnement.
- d) les impacts : Certains auteurs insistent sur la nécessité de tenir compte de l'impact notamment environnemental des espèces exotiques pour la définition des envahissantes (Davis et Thompson 2001). D'autres argumentent sur base du fait que cet élément apporterait une valeur trop subjective au concept (Daehler 2001 ; Pyšek *et al.* 2004), que les impacts sont parfois difficiles à mettre en évidence ou que la prise en compte de ces impacts pourrait remettre en cause la nécessité d'action préventive. Ce paramètre d'impact est probablement celui qui porte le plus à controverse.

Notons que la capacité de colonisation ou la densité des espèces exotiques ne sont pas systématiquement corrélées à l'impact qu'elles exercent sur l'environnement (Figure 4). Ainsi, de nombreuses espèces végétales se naturalisent parfaitement dans nos régions sans qu'on ne puisse mettre en évidence d'impact négatif important ('benign invaders', exemples : *Buddleja davidii*, *Epilobium ciliatum*, *Polemonium caeruleum*). A l'inverse, il suffit parfois d'un très faible 'inoculum' pour produire des effets délétères très importants. Il en va ainsi de toutes les espèces animales exotiques qui sont vecteurs d'un agent pathogène ou d'un parasite capable d'affecter les espèces indigènes ('fatal invaders', exemples : *Crassostrea gigas*, *Pacifastacus leniusculus*, *Pseudorasbora parva*).

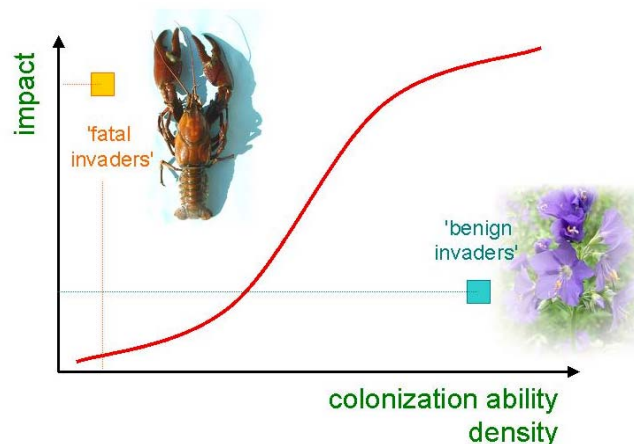


Figure 4- Relation entre le risque environnemental et l'aptitude des espèces exotiques à se disperser dans l'environnement et à former des populations denses. Les espèces 'fatales' sont celles qui exercent un impact important à faible densité alors que les espèces 'bénignes' sont celles qui ont un impact très faible alors qu'elles sont présentes en densité importante dans l'environnement (d'après Branquart 2006a)

Une terminologie précise et homogène est indispensable pour une bonne compréhension de la problématique des invasions. Cependant, bien que des essais d'universalisation aient été entrepris (Richardson *et al.* 2000 ; Colautti et MacIsaac 2004 ; Pyšek *et al.* 2004), la terminologie ayant trait aux invasions biologiques est loin d'être clarifiée. Par exemple, les termes "pestes", "colonisatrices" et "envahissantes", sont souvent utilisés en synonymie alors qu'ils représentent des concepts différents suivant que l'on se place des points de vue anthropocentrique, écologique ou biogéographique (Rejmánek 1995 ; Davis et Thompson 2001). Cette confusion mène globalement à une perte d'objectivité.

Au sein de la communauté scientifique, les avis sont partagés quant à la nécessité de prendre en compte les impacts pour définir les espèces envahissantes. Richardson *et al.* (2000) ont publié une synthèse terminologique proposant une approche relativement consensuelle du phénomène établissant les définitions suivantes :

- **Espèce exotique** (angl. *alien species*) : espèce occupant un territoire géographique donné et dont la présence est due à une introduction intentionnelle ou accidentelle résultant des activités humaines.
- **Espèce exotique fugace** (angl. *casual alien species*) : espèce exotique capable de se reproduire occasionnellement dans son aire d'introduction, mais qui ne forme pas de populations stables et dont le maintien dépend d'introductions répétées.
- **Espèce naturalisée** (angl. *naturalized species*) : espèce exotique qui se reproduit de manière conséquente et qui maintient durablement des populations durant plusieurs cycles de vie sans intervention directe de l'homme. Ces espèces produisent librement des descendants et n'envahissent pas nécessairement les écosystèmes naturels et semi-naturels.
- **Espèce envahissante** (angl. *invasive species*) : espèce naturalisée qui produit une descendance fertile en grand nombre à distance considérable des parents (pour les plantes, échelle approximative : > 100m ; < 50 ans pour les taxa se dispersant par graines ou autres propagules; > 6m/3ans pour les taxa se dispersant par racines, rhizomes, stolons ou tiges rampantes) et qui présentent de ce fait un potentiel de dispersion considérable.
- **Transformatrice** (angl. *transformer*) : se dit d'un sous-groupe d'espèces envahissantes qui modifient le caractère, la condition, la forme ou la nature des écosystèmes.

Du point de vue des gestionnaires et des décideurs, la prise en compte des impacts est beaucoup plus systématique. Les définitions utilisées se basent le plus souvent sur les définitions établies par la *Convention on Biological Diversity (CBD 1992)* et la *World Conservation Union (UICN 1999)*. Depuis 2002, la CBD utilise les définitions suivantes :

- **Espèce exotique:** (*alien species*) espèce, sous-espèce ou taxon inférieur existant en dehors de son aire de répartition naturelle (passée ou présente) (e.a. en dehors de l'aire de répartition qu'elle occupe naturellement ou qu'elle ne pourrait occuper sans introduction directe ou indirecte ou intervention de l'homme), ainsi que son potentiel de dissémination, y compris des parties, gamètes ou propagules d'une telle espèce pouvant survivre et capable de se reproduire ensuite.
- **Espèce exotique envahissante** (angl. *alien invasive species*): espèce exotique dont l'introduction et la propagation menacent des écosystèmes, des habitats ou d'autres espèces et portent préjudices socioculturels, économiques et/ou environnementaux et/ou à la santé humaine.

- **Etablissement** (angl. *establishment*): processus par lequel une espèce se reproduit dans un nouvel habitat, à un niveau suffisant pour assurer sa survie continue, sans apport de matériaux génétiques nouveaux.
- **Introduction** (angl. *introduction*): renvoie à l'introduction d'une espèce, sous-espèce ou taxon inférieur (y compris des parties, gamètes ou propagules d'une telle espèce pouvant survivre et capable de se reproduire ensuite) par l'entremise de l'homme hors de son aire de répartition naturelle (passée ou présente) et de son potentiel de dissémination. Cette introduction peut se produire à l'intérieur d'un pays ou entre pays.
 - **Introduction intentionnelle** (angl. *intentional introduction*): transfert volontaire par l'homme d'une espèce, sous-espèce ou taxon inférieur hors de son aire naturelle et de son potentiel de dissémination (de telles introductions peuvent être autorisées ou non).
 - **Introduction accidentelle** (angl. *accidental introduction*): introduction involontaire par l'homme ou par des systèmes humains de livraison d'une espèce et de son potentiel de dissémination hors de son aire de répartition naturelle.

L'absence de terminologie clairement définie et largement consensuelle pour définir le statut des espèces exotiques pourrait mettre en péril les objectifs liés aux priorités que constituent la prévention, la gestion et le contrôle des espèces envahissantes. Le choix de l'une ou l'autre définition est en effet susceptible d'influencer l'évaluation des situations d'invasions.

Dans le cadre de ce rapport, nous nous référerons aux critères suivants :

Espèce exotique envahissante :

- espèce introduite par l'homme en dehors de son aire de distribution naturelle, de manière accidentelle ou volontaire ;
- espèce introduite après 1500 ;
- espèce présentant des capacités de dispersion menant à une expansion géographique de ses populations ;
- espèce capable de se naturaliser, c.-à-d. de se reproduire dans la nature et de former des populations pérennes.

Notons que nous ne considérerons pas ici comme invasion biologique le cas d'introduction d'écotypes exogènes d'espèces indigènes (pollution génétique etc.) ni le cas d'espèces dont l'aire de distribution naturelle est en extension suite au réchauffement des conditions climatiques sans faire intervenir de déplacement à longue distance par l'homme.

Par ailleurs, les espèces présentes à l'état spontané ou subsponané mais n'étant pas capables de se naturaliser dans le territoire seront qualifiées de **fugaces**.

1.4 Le succès des invasions biologiques

1.4.1 Aptitude des espèces à l'invasion

La difficulté de mettre en évidence certains traits communs aux espèces envahissantes réside entre autres dans la grande diversité de leurs types biologiques et de leurs modes de dispersion. Ce genre d'études présente un intérêt certain dans la mesure où leurs résultats pourraient être utilisés de manière prédictive. En effet, l'identification au sein des exotiques introduites de caractères-clés typiques pourrait orienter les mesures de prévention et la surveillance d'espèces potentiellement à risque. Baker (1974) a par exemple établi une liste d'attributs fréquemment observés chez les végétaux exotiques (Tableau 1).

Tableau 1 - Caractéristiques des plantes envahissantes-types, adapté d'après Baker (1974), et complété d'après Rejmánek et Richardson (1996) ; Grotkopp et al. (2002), Ellstrand et Schierenbeck (2000).

| | |
|--------------------|--|
| Physiologie | <ul style="list-style-type: none"> - faible coût de fabrication des feuilles par unité de surface - germination discontinue - croissance rapide et acquisition rapide des ressources (photosynthèse- respiration- transpiration) - grande flexibilité l'allocation des ressources - résistances physiologiques - grand potentiel d'acclimatation |
| Démographie | <ul style="list-style-type: none"> - croissance rapide des populations - maturité sexuelle précoce - allocation importante à la reproduction - production de graines en conditions environnementales variées - grande dispersion des graines dans l'espace et dans le temps - moindre pression des prédateurs et des pathogènes |
| Génétique | <ul style="list-style-type: none"> - auto-compatibilité, structure florale non spécialisée, pollinisation par un pollinisateur généraliste - allo-pollinisation possible - apomixie, multiplication végétative vigoureuse - grande variation génétique - polyplœidie |

Les animaux présentant un potentiel invasif important développent des traits d'histoire de vie similaires à ceux qui viennent d'être détaillés pour les plantes : large amplitude écologique (espèces généralistes), polyphagie, potentiel de dispersion important, croissance rapide, fécondité élevée et bonne résistance aux agents pathogènes et aux prédateurs (McKinney & Lockwood 1999).

La prédiction des espèces envahissantes doit toutefois être nuancée et considérée avec précaution : il n'existe en effet pas d'envahisseur universel et l'invasion dépend également de la susceptibilité de l'écosystème à être envahi (Moyle & Light 1996, Daehler 2003) .

1.4.2 Sensibilité des milieux

Plusieurs facteurs déterminent la sensibilité des écosystèmes aux invasions. Les perturbations créent des ouvertures dans lesquelles la probabilité d'installation d'une nouvelle espèce est généralement plus élevée que dans la végétation établie non perturbée (Burke et Grime 1996). La disponibilité des ressources est un facteur clé influençant les interactions compétitives entre espèces. Alpert *et al.* (2000) ont montré que l'eutrophisation pouvait favoriser l'établissement d'une espèce végétale envahissante à fort potentiel de croissance. L'influence de ces deux facteurs est synthétisée dans ce qui a été appelé la "théorie des ressources fluctuantes" (Burke et Grime 1996) qui stipule qu'un écosystème est d'autant plus sensible aux invasions que ses ressources sont inutilisées, soit sous l'effet d'une diminution des ressources (perturbation détruisant la végétation consommatrice), soit par apport exogène de nutriments (eutrophisation) (Meerts *et al.* 2004).

Chez les poissons d'eau douce, le succès de l'invasion est également conditionné par les caractéristiques de l'habitat. Les études réalisées en Amérique du Nord montrent que les cours d'eau eutrophisés et fortement artificialisés (stabilisation du débit, canalisation des berges, réchauffement de l'eau, etc.), souvent caractérisés par des communautés de poissons appauvries, sont particulièrement propices au développement d'espèces allochtones (Moyle & Light 1996, Marchetti *et al.* 2004).

La structure des paysages exerce également une influence déterminante sur la vitesse d'expansion des espèces (Vankat et Roy 2002 ; With 2001). A l'échelle des paysages, la densité des éléments routiers, ferroviaires et/ou des voies d'eau favorise nettement le processus d'invasion (With 2001 ; Gelbard et Belnap 2003)

Pour qu'il y ait invasion, il faut donc qu'il y ait à la fois rencontre entre une espèce présentant des caractéristiques d'envahissante et un milieu suffisamment propice.

1.4.3 Succès dans l'aire d'introduction

Des hypothèses ont été émises pour justifier le fait que ces espèces exotiques ne sont envahissantes que dans leur aire d'introduction et peuvent rester discrètes dans leur aire d'indigénat. Ces hypothèses ne s'excluent aucunement l'une l'autre.

La première hypothèse est appelée "Enemy release hypothesis" (ERH) (Keane et Crawley 2002) et se base sur le fait que dans leur aire d'indigénat, les espèces ont évolué de concert avec leurs prédateurs, leurs pathogènes et leurs parasites. Une fois ce lien rompu par introduction dans une nouvelle aire géographique, l'espèce peut se développer sans contrainte. Un corollaire à cette hypothèse est "Evolution of increased competitive ability" (EICA) qui postule qu'une fois l'espèce libérée de la pression des consommateurs, pathogènes et parasites, plus de ressources peuvent être allouées à la croissance et à la reproduction (Jakobs *et al.* 2004).

La seconde hypothèse repose sur un phénomène appelé allélopathie (Bais *et al.* 2003). Les plantes sont susceptibles de produire dans leur environnement des composés chimiques qui exercent un effet négatif sur les compétiteurs présents dans cet environnement. Dans la zone d'indigénat, les espèces compétitrices seraient peu influencées par ces composés allélopathiques: les plantes ayant évolué parallèlement se seraient adaptées aux composés des autres espèces. Par contre, dans l'aire d'introduction, la production par l'envahissante de composés allélopathique se ferait au détriment de la végétation aux alentours. Cette hypothèse a récemment été vérifiée chez *Centaurea maculosa* (Hierro et Callaway 2003).

Différentes études montrent aussi l'existence d'interactions positives entre espèces exotiques envahissantes. Autrement dit, le fait qu'un écosystème soit envahi par une espèce exotique augmente la probabilité d'invasion par d'autres exotiques. Ce type d'interaction appelé facilitation écologique ou 'invasion meltdown' a été observé chez les invertébrés aquatiques introduits en Amérique du Nord, où l'installation de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) constitue un facteur facilitant l'invasion par différentes espèces de crustacés originaires de la région Ponto-Caspienne (Simberloff & Von Holle 1999, Ricciardi & Maclsaac 2000, Ricciardi 2001).

1.4.5 Evolution dans le nouvel environnement

Les aspects évolutifs des invasions ont été comparativement peu investigués (Lee 2002), de sorte qu'on minimise parfois le fait que les invasions impliquent également l'introduction de nouveaux génotypes et de nouveaux allèles (Petit 2004). L'hybridation interspécifique impliquant des espèces exotiques a souvent servi de stimulus pour l'évolution d'espèces nouvelles parfois envahissantes (Abbott 1992). Des croisements peuvent également survenir avec les parents de sorte que certains gènes sont transmis d'une espèce vers l'autre. On parle alors d'introgression. Chez les végétaux, la polyploïdie (présence de plus de deux jeux de chromosomes dans les noyaux des cellules) est également un facteur clé dans l'évolution des espèces envahissantes (Ellstrand et Schierenbeck 2000).

Certains génotypes ainsi nouvellement apparus constituent de nouveaux systèmes adaptés à des niches écologiques différentes de celles des génotypes parents (Milne et Abbott 2000). Au cours du temps, l'intensification des activités humaines a permis un accroissement considérable des possibilités d'hybridation interspécifique et la création de nouvelles niches écologiques convenant particulièrement aux nouvelles lignées hybrides (Vilà *et al.* 2000).

1.5 Conséquences des invasions

1.5.1 Impact environnemental

Les impacts environnementaux des invasions biologiques peuvent s'exercer à différents niveaux : (i) les effets génétiques (incluant l'hybridation), (ii) les effets sur les populations (abondance, vitesse de croissance, etc.), (iii) les effets sur les communautés biotiques (diversité spécifique, structure trophique, etc.) et (iv) les effets sur le fonctionnement des écosystèmes (productivité, résilience, disponibilité en nutriments, etc.) (Parker *et al.* 1999).

(i) effets génétiques (hybridation)

L'hybridation entre espèces exotiques et indigènes peut avoir différentes conséquences telles que la création d'un hybride à caractère très envahissant (exemple célèbre au sein du complexe de la spartine, *Poaceae: Spartina alterniflora x Spartina maritima* (Ainouche *et al.* 2004), la production de nombreux hybrides qui, par introgression et par compétition, mènent à l'extinction d'espèces indigènes (exemple: érismature rousse x érismature à tête blanche) ou encore la réduction du succès reproducteur de l'espèce indigène suite à des accouplements avec une espèce exotique donnant lieu à des embryons avortés (exemple : vison d'Amérique x vison d'Europe).

(ii) effets sur les populations

La prédation, la compétition interspécifique et la transmission d'agents pathogènes ou de parasites sont autant de mécanismes écologiques qui peuvent influencer l'abondance et la dynamique des populations d'espèces indigènes. Chez les plantes, les interactions compétitives sont le plus fréquemment invoquées comme mécanisme explicatif de la modification d'abondance (Levine *et al.* 2003). Chez les animaux, la prédation et la transmission de maladies sont souvent considérés en sus de la compétition interspécifique (Davis 2003).

(iii) effets sur les communautés

Contre toute attente, les invasions biologiques sont parfois susceptibles d'engendrer une augmentation temporaire de la richesse spécifique au niveau local. Cette augmentation ne doit toutefois pas être considérée comme bénéfique pour l'environnement car elle peut s'accompagner de la perte d'espèces endémiques ou du dysfonctionnement de l'écosystème. Qui plus est, cette apparente augmentation locale du nombre d'espèces va de pair avec une diminution de la richesse spécifique à l'échelle du globe (homogénéisation globale) : les mêmes espèces tendent à devenir dominantes dans différents écosystèmes un peu partout à travers le monde (McKinney & Lockwood 1999, Sax & Gaines 2003).

(iv) effets sur le fonctionnement des écosystèmes

Il a été montré que l'impact des plantes envahissantes se marque par ailleurs au niveau du fonctionnement des écosystèmes (Ehrenfeld 2003) : elles sont en effet capables de modifier leur productivité primaire, le plus souvent dans le sens d'une augmentation significative, ce qui modifie considérablement les flux de nutriments au sein de l'écosystème. De manière plus subtile, les propriétés du sol sont également modifiées, notamment au travers des cycles biogéochimiques. L'effet de l'invasion d'espèces fixatrices d'azote en constitue un bon exemple (Vitousek & Walker 1989). D'autres caractéristiques des écosystèmes tels le régime hydrique ou le régime des perturbations (par exemple la fréquence des feux) se trouvent également modifiées suite à ce remplacement d'espèces.

1.5.2 Impact sur la santé publique

Certaines de ces espèces posent de véritables problèmes de santé publique. Citons à cet effet différents exemples. La Berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*) peut être la cause de graves brûlures par simple contact avec la peau, après exposition au UV du soleil. L'Ambrosie à feuilles d'Armoise (*Ambrosia artemisiifolia*) est une herbacée annuelle d'origine américaine, dont les grains de pollen provoquent des allergies oculaires et respiratoires graves auprès de 10 % de la population des régions envahies (notamment en France et en Suisse). Enfin, le moustique tigré d'Asie (*Aedes albopictus*) est le principal vecteur de toute une série de maladies virales comme la fièvre du Nil, la dengue ou le Chikungunya.

1.5.3 Impact économique

L'impact économique des invasions biologiques est particulièrement difficile à évaluer en raison de la multiplicité des paramètres à prendre en compte. La difficulté réside entre autres dans le fait qu'environ 1,5 million seulement des 10 millions d'espèces estimées sur terre ont été identifiées et décrites. Toutefois, on estime qu'aux Etats-Unis, les espèces exotiques envahissantes causent chaque année plus de 137 milliards de dollars de coûts (Pimentel *et al.* 2000 a). Sur base de données obtenues aux Etats-Unis, en Grande Bretagne, en Australie, en Inde, en Afrique du Sud et au Brésil, les coûts économiques engendrés par les invasions biologiques représenteraient environ 5 % de l'économie mondiale (Pimentel *et al.* 2000 b). Les pertes économiques sont multiples et variées : diminution des rendements agricoles, diminution de la valeur des pâturages, coûts liés aux problèmes de santé publique, coûts des herbicides et pesticides, coûts liés à la restauration des milieux naturels, coûts liés à la détérioration des infrastructures, des voies navigables, etc.

1.5.4. Liste d'espèces exotiques dommageables pour la biodiversité

Les espèces exotiques envahissantes qui sont naturalisées en Belgique et présentent un risque environnemental ont été répertoriées dans un système de listes noire et grise par les scientifiques belges, dans le cadre des activités du Forum sur les espèces exotiques envahissantes animé par la *Plate-forme Biodiversité* (voir : www.biodiversity.be/aliens). Ces listes ont été établies sur base d'une échelle à deux dimension qui intègre les risques environnementaux détaillés ci-dessus (effets génétiques, sur les populations, etc.) et leur degré de naturalisation sur le territoire de la Belgique (Figure 6).

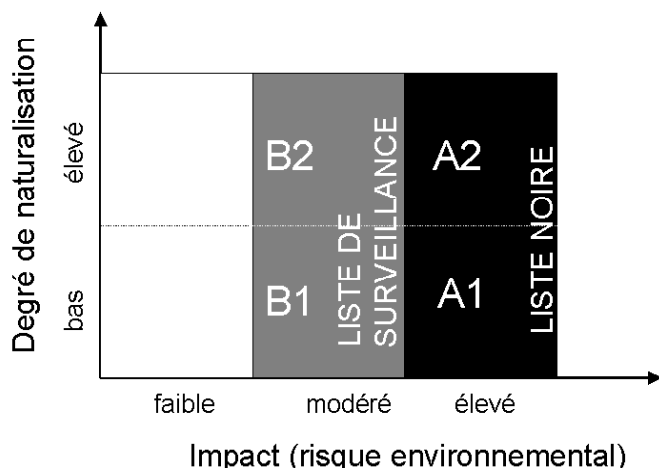


Figure 6 - Patron de classification des espèces non indigènes nuisibles pour l'environnement. La liste noire concerne les espèces présentant un risque environnemental et la liste de surveillance (liste grise) concerne les espèces à risque environnemental modéré.

Sont reprises dans la liste noire (A) les espèces exotiques envahissantes qui colonisent les habitats semi-naturels et exercent un impact négatif important sur la biodiversité, voire sur le fonctionnement des écosystèmes. Sont reprises dans la liste de surveillance ou liste grise (B) des espèces dont l'impact environnemental est moindre ou supposé et qui se limitent souvent à des milieux artificiels (friches, talus, terrains vagues, etc.).

Afin de limiter l'impact environnemental, il y a lieu (i) d'interdire la commercialisation et l'introduction des espèces de la liste noire et (ii) de combattre sévèrement l'expansion des espèces de la liste noire dès que des populations sont découvertes dans de nouvelles localités. Parmi les espèces de la liste noire, celles qui sont seulement en voie de naturalisation (A1) (début du processus d'invasion) doivent être considérées comme des espèces de première priorité en matière de lutte car il est souvent possible de les éradiquer avec des moyens financiers limités. Concernant les espèces naturalisées qui ont déjà colonisé la plupart des habitats potentiels en Belgique (A2), on recommande de prévenir leur expansion en priorité dans les sites de grand intérêt de conservation comme les réserves naturelles ou les habitats *Natura 2000*. Enfin, l'expansion des espèces de la liste de surveillance devrait être suivie de près et leur impact potentiel sur l'environnement devrait être étudié avec précaution sans que leurs populations ne doivent être nécessairement contrôlées de manière immédiate. Cependant, l'éradication de certaines de ces espèces pourrait être recommandée sur base du principe de précaution.

1.6 Invasions biologiques et changement global

Le changement global (angl. global change) est défini comme l'ensemble des modifications de l'environnement global (y-compris les changements climatiques, la productivité des terres, les océans et autres ressources aquatiques, la chimie atmosphérique, les systèmes écologiques) qui peuvent modifier la capacité de la Terre à maintenir la vie (U.S. Global Change Research Act 1990). Les invasions biologiques constituent un changement d'origine anthropique ayant un impact global et font de ce fait partie intégrante du changement global.

De récentes recherches indiquent que certaines composantes du changement global, tel que l'eutrophisation ou les concentrations en CO₂ atmosphérique favorisent des groupes d'espèces partageant certaines caractéristiques physiologiques ou certains traits d'histoire de vie. Il semblerait que de nombreuses espèces envahissantes présentent ces mêmes caractéristiques leur permettant de tirer parti des différents éléments du changement global. Une augmentation de la prédominance de ces envahisseurs biologiques altérerait les propriétés des écosystèmes de manière à renforcer ces mêmes éléments du changement global (Figure 5) (Dukes & Mooney 1999). Par ailleurs, les scénarios élaborés dans le cadre du réchauffement du climat laissent augurer un accroissement de la fréquence des invasions biologiques dans nos régions suite à la

naturalisation accrue de toute une série d'espèces exotiques qui sont aujourd'hui incapables de se reproduire sous nos latitudes (Branquart 2006b).

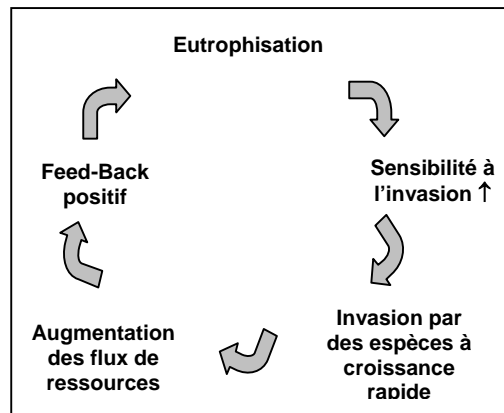


Figure 5 - Le modèle du 'Vortex d'eutrophication' postule que l'eutrophication favorise les invasions par des espèces à croissance rapide, ce qui conduit à une augmentation des flux de ressources dans les écosystèmes eutrophisés (Meerts et al., 2006).

2. Etat et évolution

Un bilan succinct de l'ampleur des invasions biologiques en Région wallonne est dressé ci-dessous, en détaillant séparément les données relatives aux espèces naturalisées et celles qui ont trait aux espèces envahissantes dommageables à l'environnement. Trois groupes systématiques font l'objet d'une analyse détaillée, à savoir les plantes supérieures, les insectes et les vertébrés. Cette analyse a été réalisée sur base d'une synthèse de la littérature scientifique et d'informations provenant de la base de données *Harmonia* mise en place dans le cadre des activités du forum sur les espèces envahissantes en Belgique (www.biodiversity.be/aliens).

2.1 Plantes supérieures

De nombreuses études ont abordé la flore exotique vasculaire en Belgique sans intention spécifique de la caractériser de manière exhaustive comme cela a été fait dans plusieurs régions européennes (Autriche : Rabitsch et Essl 2006 ; République Tchèque : Pyšek et al. 2002).

En 2002, le Jardin Botanique National a entrepris l'élaboration d'une liste des espèces exotiques (Verloove 2006) dans le cadre du projet de recherche d'initiative fédérale *Inplanbel*. Sur base des principaux herbiers publics belges, de quelques herbiers privés, et de données bibliographiques, ils ont élaboré une base de données la plus complète possible comprenant la liste des plantes vasculaires exotiques, leur statut floristique, la date et le mode d'introduction, l'origine géographique et le degré de naturalisation actuel. Les informations qui vont suivre ont été synthétisées à partir de cette base de données et concernent les espèces qui sont au moins présentes en Région Wallonne.

1352 espèces exotiques ont été répertoriées comme ayant au moins été collectées sur le territoire wallon, ce qui représente 70% des espèces végétales exotiques observées pour l'ensemble de la Belgique. 111 familles sont représentées dont 5 comprennent plus de 40 espèces chacune (Figure 7).

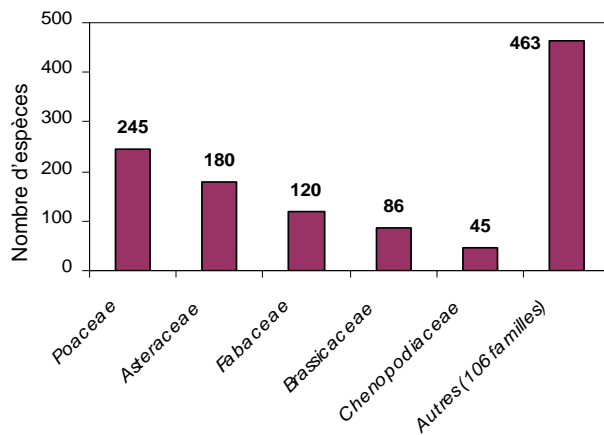
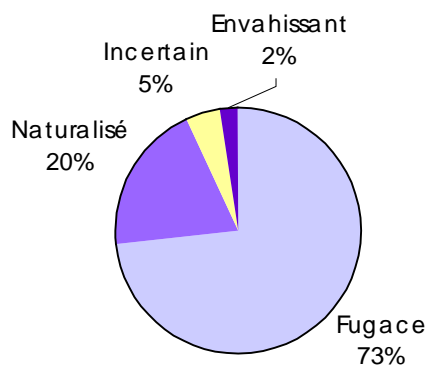


Figure 7 – Principales familles d'espèces exotiques. Le nombre d'espèces observé en Région Wallonne est donné pour chaque famille (données : Verloove, 2006)

La grande majorité des espèces exotiques de plantes sont fugaces (73%), n'apparaissant que sporadiquement dans le territoire (Figure 8). 20% sont considérées comme naturalisées, étant capables de se reproduire et de maintenir durablement des populations. Seulement **2%** sont considérées comme **espèces exotiques envahissantes**. Cet ordre de grandeur est en accord avec les observations faites par Williamson (1996) dans sa règle des 3 X 10 que nous avons abordée auparavant.

Figure 8 – Statut des espèces exotiques observées en Région wallonne (données : Verloove, 2006)



L'origine géographique des espèces introduites recouvre l'entièreté du globe avec une prédominance d'espèces européennes et asiatiques (Figure 9). La majeure partie des espèces reprises dans la liste noire sont toutefois originaires d'Amérique du Nord.

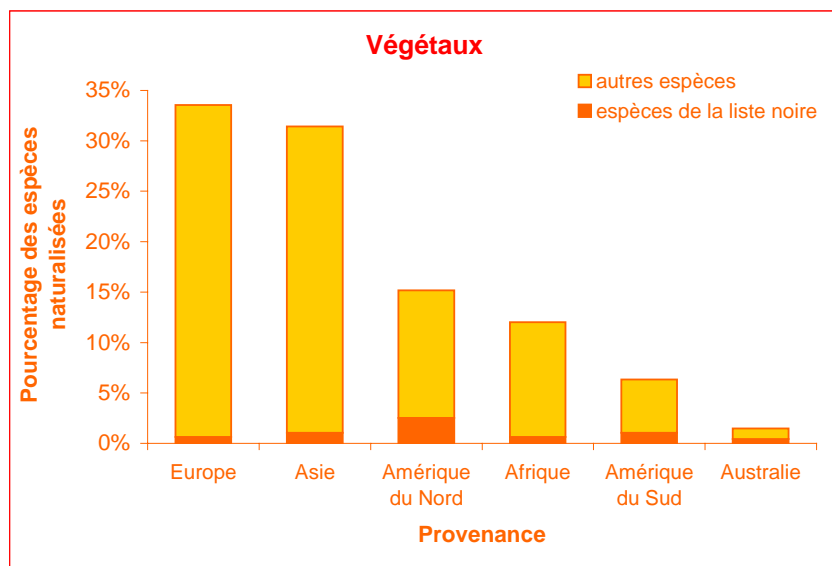


Figure 9 – Provenance des espèces végétales exotiques naturalisées en Région Wallonne (données : Verloove, 2006).

Pour 90 % des espèces, on dispose d'une date de première observation en herbier. Les introductions d'espèces exotiques ont progressivement augmenté en 150 ans comme l'indique la figure 10. Il n'apparaît toutefois pas de tendance exponentielle comme souvent évoqué dans la littérature.

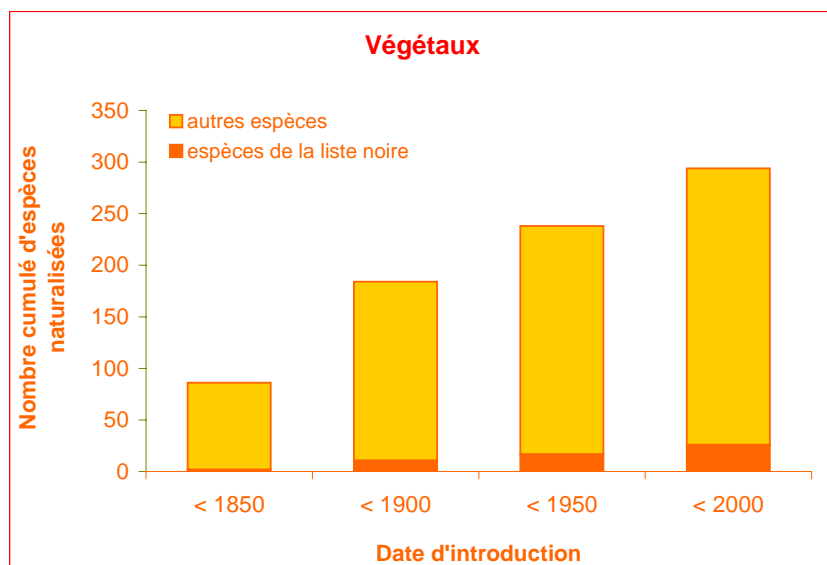


Figure 10– Dates d'introduction des espèces végétales exotiques actuellement naturalisées en Région Wallonne (données : Verloove, 2006).

Il est important de noter que cette étude s'est principalement basée sur l'observation d'herbiers. Au cours du temps, l'intérêt des botanistes pour certaines zones géographiques ou certains taxons a pu varier. Les collectes de matériel reflètent donc certainement ces tendances tout comme les données qui en résultent. C'est ainsi que peu de données sont disponibles sur les introductions d'espèces exotiques de ptéridophytes, de bryophytes, de lichens ou de champignons.

Tableau 2 - Liste des espèces de plantes naturalisées en Wallonie reprises dans la liste noire et la liste grise élaborées par le Forum belge sur les espèces envahissantes. Aires d'origine : NAM : Amérique du Nord ; SAM, Amérique du Sud ; AS, Asie ; AF, Afrique. La date se réfère à la première observation dans la nature en Belgique. Deux modes d'introduction sont distingués : introduction délibérée (D) et introduction accidentelle (A). Les codes correspondent aux listes (dernière colonne sont détaillés au point 1.5.4 et à la figure 6).

| Nom scientifique | Nom français | Origine | Date | Introduction | Liste |
|------------------------------------|------------------------------|---------|--------|--------------|-------|
| <i>Acer negundo</i> | Erable négundo | NAM | 1955 | D | B1 |
| <i>Ailanthus altissima</i> | Faux-verniss du Japon | AS | 1952 | A | B1 |
| <i>Alnus incana</i> | Aulina blanc | EU, AS | 1869 | D | B2* |
| <i>Amelanchier lamarckii</i> | Amélanchier d'Amérique | NAM | 1876 | D | B2 |
| <i>Aster lanceolatus</i> | Aster lancéolé | NAM | 1835 | D | A2 |
| <i>Aster novi-belgii</i> | Aster de Virginie | NAM | 1865 | A | A2 |
| <i>Aster salignus</i> | Aster à feuilles de saule | NAM | 1861 | D | A1 |
| <i>Bidens frondosa</i> | Bident à fruits noirs | NAM | 1886 | A | B2 |
| <i>Buddleja davidii</i> | Arbre aux papillons | AS | 1942 | D | B2 |
| <i>Cardaria draba subsp. draba</i> | Cardaire drave | AF-AS | 1840 | A | B2 |
| <i>Cotoneaster horizontalis</i> | Cotonéaster horizontal | AS | 1982 | D | B1 |
| <i>Crassula helmsii</i> | Crassule des étangs | AUS | 1982 | D | A1 |
| <i>Egeria densa</i> | Egéria | SAM | 1999 | D | A1 |
| <i>Elodea canadensis</i> | Elodée du Canada | NAM | 1860 | A | A2 |
| <i>Elodea nuttallii</i> | Elodée de Nuttall | NAM | 1939 | A | A2 |
| <i>Epilobium ciliatum</i> | Epilobe cilié | NAM | | | B2 |
| <i>Fallopia spp.</i> | Renouées asiatiques | AS | 1888 | D | A2 |
| <i>Helianthus tuberosus</i> | Topinambour | NAM | 1893 | D | A2 |
| <i>Heraclium mantegazzianum</i> | Berce du Caucase | AS | 1938 | D | A2 |
| <i>Hydrocotyle ranunculoides</i> | Hydrocotyle fausse renoncule | NAM | 1992 | D | A2 |
| <i>Impatiens glandulifera</i> | Balsamine géante | AS | 1939 | D | A2 |
| <i>Impatiens parviflora</i> | Balsamine à petites fleurs | AS | 1885 | A | B2 |
| <i>Juncus tenuis</i> | Jonc grêle | NAM | 1823 | A | B2 |
| <i>Lagarosiphon major</i> | Elodée à feuilles alternes | AF | 1993 | D | A1 |
| <i>Lemna minuta</i> | Lentille d'eau minuscule | NAM | 1983 | A | B2 |
| <i>Lemna turionifera</i> | Lentille d'eau rouge | NAM-AS | 1992 | A | B2 |
| <i>Ludwigia grandiflora</i> | Jussie à grandes fleurs | SAM | 1983 | D | A1 |
| <i>Ludwigia peploides</i> | Jussie rampante | NAM | 1995 | D | A1 |
| <i>Lysichiton americanus</i> | Faux-arum | NAM | c 1960 | D | A1 |
| <i>Mahonia aquifolium</i> | Mahonia faux-houx | NAM | 1906 | D | B2 |
| <i>Myriophyllum aquaticum</i> | Myriophylle du Brésil | SAM | 1983 | D | A1 |
| <i>Picea abies</i> | Epicéa commun | EU | | D | B2* |
| <i>Pinus nigra nigra</i> | Pin noir d'Autriche | EU | | D | B2* |
| <i>Polemonium caeruleum</i> | Polémoine | EU, AS | 1864 | D | B2 |
| <i>Prunus serotina</i> | Cerisier tardif | NAM | 1890 | D | A2 |
| <i>Pseudotsuga menziesii</i> | Sapin de Douglas | NAM | | | B2* |
| <i>Quercus rubra</i> | Chêne rouge | NAM | 1950 | D | B2* |
| <i>Rhododendron ponticum</i> | Rhododendron | AS | 1920 | D | A2 |
| <i>Robinia pseudoacacia</i> | Robinier faux-acacia | NAM | 1856 | D | B2* |
| <i>Senecio inaequidens</i> | Séneçon sud-africain | AF | 1892 | A | A2 |
| <i>Solidago canadensis</i> | Solidage du Canada | NAM | 1863 | D | A2 |
| <i>Solidago gigantea</i> | Solidage glabre | NAM | 1869 | D | A2 |
| <i>Spiraea alba</i> | Spirée blanche | NAM | 1803 | D | A1 |

* Espèces à fort potentiel économique, largement utilisées en sylviculture. Le risque de colonisation des milieux semi-naturels ouverts (pelouses, tourbières, etc.) et des habitats forestiers à caractère naturel par ces espèces est réel mais reste aujourd'hui mal évalué. S'il s'avérait que ce risque est important, il y aurait lieu de prendre des mesures pour contingerer ces espèces et réduire leur développement dans les milieux sensibles.

2.2 Animaux

Il n'existe pas à ce jour d'étude détaillée faisant le point sur la problématique des espèces animales envahissantes sur le territoire de la Belgique ou de la Wallonie. Les données présentées ci-dessous sont des données originales rassemblées dans le cadre du présent rapport. Elles proviennent d'une synthèse de la littérature scientifique et de la base de données mise en place par le forum sur les espèces envahissantes en Belgique.

Dans ce cadre, l'accent est mis sur les insectes ravageurs et sur les vertébrés (poissons, batraciens, oiseaux et mammifères). Les autres groupes animaux ne sont pas envisagés faute de données adéquates disponibles.

2.2.1 Insectes ravageurs envahissants et auxiliaires envahissants dévoyés

Dans une étude extensive consacrée aux espèces envahissantes en Suisse, Kenis (2005) relève un total de 311 espèces exotiques arrivées dans ce pays à des moments divers. Un inventaire récent pour l'Angleterre (Hill et al. 2005) fournit un chiffre très comparable (339 espèces). De nombreux insectes exotiques ravageurs de l'agriculture (plein champ et serres), de la forêt et des plantations urbaines sont également présents en Wallonie. L'objectif de cette section est de rendre compte de leur situation. En contrepoint, nous illustrerons également, à travers l'exemple de la coccinelle *Harmonia axyridis*, comment la lutte biologique à l'aide d'auxiliaires généralistes peut produire des effets négatifs inattendus.

Les critères définis pour cette enquête sont les suivants:

- **Choix des espèces.** Ont été prises en considération: a) les espèces figurant dans la liste noire élaborée par le Forum belge sur les espèces envahissantes (il n'y a aucune espèce dans la liste grise); b) les autres espèces nuisibles introduites depuis plus longtemps; c) les espèces non encore repérées mais présentes dans les pays limitrophes et à surveiller.
- **Territoire.** L'étude se concentre sur la Région Wallonne quand les informations le permettent ou, par défaut, sur la Belgique entière en général. Les organismes de quarantaine¹ (animaux, végétaux, pathogènes) sont une compétence fédérale et sont traités par l'AFSCA (Agence fédérale pour la Sécurité de la Chaîne alimentaire), qui est l'interlocuteur de l'OEPP² pour la Belgique. Il n'y a évidemment pas de contrôle phytosanitaire entre régions; dans ce contexte, des ravageurs qui seraient apparus en un point du territoire sont susceptibles de se retrouver partout ailleurs. Chaque région a cependant pris des mesures distinctes concernant le confinement des espèces dangereuses (e.g. *Moniteur Belge*, 24.04.2002).
- **Sources d'information:** listes de quarantaine de l'Union Européenne et de l'OEPP: listes A1³, A2⁴; "Action List"⁵ et "Alert List"⁶ de l'OEPP; bulletins d'information électroniques mensuels de l'OEPP (*EPPO Reporting Service*), de 2000 à 2006; données du CD-Rom *EPPO Plant Quarantine Retrieval System* (PQR) ver. 4.4 (2005-03); littérature entomologique belge (*Belgian Journal of Entomology*; *Bulletin de la Société royale belge d'Entomologie*; *Belgian Journal of Zoology*), de 2000 à 2006; *Crop Protection Compendium* (CABI 2003).

D'un point de vue méthodologique, il est important de remarquer que les insectes sont des organismes souvent difficiles à détecter, très mobiles, dont la distribution spatiale change constamment et dont l'abondance saisonnière est très variable. Il est donc impossible d'en dresser un catalogue exact. Le fait qu'une espèce n'ait pas été signalée ne signifie donc pas qu'elle est absente. Tout au plus pourrait-on conclure qu'elle n'est pas abondante. Les informations rassemblées ici résultent donc de l'intersection entre la distribution réelle des insectes et l'activité des entomologistes qui les ont repérés.

La liste noire élaborée par le Forum belge sur les espèces envahissantes ne comporte que deux espèces d'insectes et une espèce d'acarien (Tableau 3).

Tableau 3 - Espèces exotiques déjà naturalisées reprises dans la liste noire élaborées par le Forum belge sur les espèces envahissantes. A: introduction accidentelle; D: introduction délibérée. (A1): espèces non mentionnés dans la liste noire, mais présentes et à surveiller (B1): espèces non mentionnés dans la liste grise, non encore présentes mais présentes dans les pays limitrophes et à surveiller.

¹ Les listes d'organismes de quarantaine (en ce qui concerne la Région Wallonne il s'agit de celles de l'Union européenne) reprennent les espèces exotiques potentiellement dommageable pour l'agriculture, la santé humaine ou la biodiversité. La liste A1 énumère les espèces non encore présente sur le territoire de l'Union, la liste A2 reprend les espèces déjà présentes localement. L'importation de ces espèces est interdite, et des contrôles aux frontières sont effectués par l'AFSCA.

² OEPP / EPPO: Organisation européenne et méditerranéenne pour la Protection des Plantes / European and Mediterranean Plant Protection Organisation. Une des organisations régionales (comme aussi, par exemple, NAPPO, North American Plant Protection Organization) coordonnées par l'International Plant Protection Convention, sous l'égide de la FAO.

³ Liste définie par l'Union européenne et comportant les espèces de quarantaine absentes sur tout le territoire de l'UE

⁴ Liste définie par l'Union européenne et comportant les espèces de quarantaine déjà présentes dans certains pays de l'UE

⁵ Espèces recommandées par l'OEPP pour inclusion dans les listes A1 ou A2 des Etats membres

⁶ Liste constamment remise à jour et destinée à attirer l'attention des Etats membres sur des espèce potentiellement dangereuses qui ne figurent pas (encore) dans les 3 autres listes

| Nom scientifique | Nom français | Première observation | Introduction | Liste | Référence |
|--------------------------|----------------------------|----------------------|--------------|-------|------------------------------|
| <i>Aedes albopictus</i> | Moustique tigré asiatiques | 2000 | A | A1 | Schaffner <i>et al.</i> 2004 |
| <i>Harmonia axyridis</i> | Coccinelle asiatique | 2001 | D | A2 | Adriaens <i>et al.</i> 2003 |
| <i>Varroa destructor</i> | | Années 1980 | A | A2 | - |

La littérature mentionne en outre un certain nombre d'autres espèces déjà naturalisées ou en voie d'installation dans les pays voisins (Tableau 4).

Tableau 4 - Espèces exotiques déjà naturalisées ou présentes dans les pays limitrophes (liste indicative et ouverte) mentionnées dans les listes OEPP ou dans la littérature. A: introduction accidentelle; D: introduction délibérée. AT: Autriche; DE: Allemagne; FR: France IT: Italie; NL: Pays-Bas.

| Nom scientifique | Impact ou plante-hôte | Première observation | Introduction | Référence |
|---------------------------------------|--|-----------------------------|--------------|------------------------------|
| <i>Aphis gossypii</i> | Serres | ? | A | CABI/EPPO 1997 |
| <i>Bemisia tabaci</i> | Serres | ? | A | CABI/EPPO 1997 |
| <i>Cacopsylla fulguralis</i> | <i>Eleagnus</i> | 2003 | A | Baugnée 2003 |
| <i>Cameraria ohridella</i> | <i>Aesculus hippocastanum</i> | 1999 | A | De Prins et Pulpesiene 2000 |
| <i>Diabrotica virgifera virgifera</i> | <i>Zea mays</i> | 2003 | A | EPPO Reporting Service 2003 |
| <i>Eriosoma lanigerum</i> | <i>Malus X domestica</i> | début 20 ^{ème} ? | A | Kenis 2005 |
| <i>Eupulvinaria hydrangeae</i> | <i>Acer, Tilia,...</i> | Années 1980 | A | Merlin <i>et al.</i> 1988 |
| <i>Frankliniella occidentalis</i> | Serres | 1987 | A | Kirk & Terry 2003 |
| <i>Heterobostrychus hamatipennis</i> | Osier | 2004 | A | Fassotte 2005 |
| <i>Kyboasca maligna</i> | Pommier | 2003 | A | Baugnée 2003 |
| <i>Lasius neglectus</i> | Parcs et jardins | 2001 | A | Dekoninck <i>et al.</i> 2002 |
| <i>Leptinotarsa decemlineata</i> | <i>Solanum tuberosum</i> | Début 20 ^{ème} | A | Kenis 2005 |
| <i>Liriomyza bryoniae</i> | Serres | ? | A | CABI/EPPO 1997 |
| <i>Liriomyza huidobrensis</i> | Serres | ? | A | CABI/EPPO 1997 |
| <i>Liriomyza trifolii</i> | Serres | ? | A | CABI/EPPO 1997 |
| <i>Megastigmus spermotrophus</i> | <i>Pseudotsuga menziesii</i> | <1969 | A | de Jamblinne et Nanson 1969 |
| <i>Nysius huttoni</i> | Large spectre de plantes cultivées | 2002 | A | Aukema <i>et al.</i> 2005 |
| <i>Pulvinaria regalis</i> | <i>Aesculus hippocastanum, Acer, Tilia,...</i> | Années 1980 | A | Merlin <i>et al.</i> 1988 |
| <i>Trialeurodes vaporariorum</i> | Serres | ? | A | CABI/EPPO 1997 |
| <i>Anoplophora chinensis</i> | Citrus, Populus, Salix, divers feuillus | Signalé: IT, FR | A | Hérard 2005 |
| <i>Anoplophora glabripennis</i> | Populus, Salix, divers feuillus | Signalé: AT, DE, FR | A | Hérard 2005 |
| <i>Gnathotrichus materiarius</i> | Conifères | Années 1980 - FR, DE; CH | A | Kenis 2005 |

Parmi ces espèces, certaines sont naturalisées depuis assez longtemps (avant 1990), d'autres sont d'introduction plus récente, ou sont encore absentes de la région mais observées dans les pays voisins.

a) **Espèces d'introduction ancienne** (avant 1990)

- Le puceron lanigère, *Eriosoma lanigerum*, un ravageur du pommier, est arrivé d'Amérique du nord à la fin du 19^{ème} siècle.
- Le doryphore, *Leptinotarsa decemlineata*, a est également arrivé d'Amérique du nord au début du 20^{ème} siècle (il apparaissait à Bordeaux en 1922).
- *Megastigmus spermotrophus*, un hyménoptère Torymide parasite des graines du douglas, *Pseudotsuga menziesii*, est venu comme son hôte de l'ouest de l'Amérique du nord; il était présent en Belgique dès le milieu du 20^{ème} siècle (Jamblinne et Nanson 1969).
- Au début des années 1980 apparaît aussi l'acarien *Varroa destructor*, originaire d'Indonésie et qui parasite ici les abeilles domestiques et leur couvain.
- La cochenille pulvinaire *Pulvinaria regalis*, probablement originaire du sud-est asiatique et qui s'attaque notamment aux marronniers, érables, tilleuls, se manifeste dans les années 1980 (Merlin *et al.* 1988). D'autres pulvinaires, *Eupulvinaria hydrangeae* (*Hydrangea*, marronniers, érables, tilleuls) et *Chloropulvinaria floccifera* (houx, rhododendron, fusain, Camellia notamment), également exotiques, étaient à ce moment déjà présentes depuis une date indéterminée.
- Des successions de ravageurs exotiques s'installent aussi à demeure dans les serres, notamment la mouche blanche des serres *Trialeurodes vaporariorum*, le puceron *Aphis gossypii*, les mouches mineuses *Liriomyza huidobrensis*, *L. bryoniae* et *L. trifolii*, l'aleurode *Bemisia tabaci*, et le thrips californien *Frankliniella occidentalis* qui s'est installée en 1987 et sert de vecteur à un virus, le "tomato spotted wilt virus".

b) **Espèces nouvelles ou récemment arrivées** (depuis 1990)

- En 1999, la mineuse du marronnier, *Cameraria ohridella*, petit papillon de la famille des Gelechiides, est observée à Tervueren (De Prins et Pulpesiene 2000) et se répand en quelques années dans le reste du pays. L'insecte pond des oeufs isolés à la surface des feuilles, et chaque larve pénètre dans les tissus et creuse une galerie dans l'épaisseur de la feuille. Il peut y avoir trois générations par an et, certaines années, la densité des insectes est telle que les feuilles tombent précocement. L'insecte a été décrit pour la première fois en Macédoine en 1984 (mais pourrait provenir d'ailleurs), puis a effectué une progression foudroyante à travers l'Europe, très probablement en utilisant le trafic routier pour les déplacements à grande distance (Gilbert *et al.* 2004).
- Le moustique Culicide *Aedes albopictus* est probablement originaire d'Asie du sud-est et de l'Océan indien. C'est un vecteur d'arbovirus (virus du nil occidental) et de filaires. Cet insecte est connu pour se propager à la faveur de transports de pneus usagés, dans les creux desquels de petites flaques se forment, qui constituent autant de sites de ponte. Cette filière lui a permis de s'introduire notamment aux Etats-Unis, en Grande-Bretagne et en France. En Belgique, c'est aussi dans un pneu usagé importé pour recyclage que des larves ont été découvertes en 2000 en Flandre occidentale (Schaffner *et al.* 2004).
- En 2001, c'est un insecte considéré comme "utile" qui s'échappe. La coccinelle *Harmonia axyridis*, originaire d'Extrême-Orient, est délibérément lâchée depuis 1997 en vue de lutter contre les pucerons. En 2001, une première colonie sauvage est repérée à Gand (Adriaens *et al.* 2003) puis, très rapidement, l'insecte s'étend dans le reste du pays. Outre ses performances comme aphidiphage, la coccinelle se caractérise par un comportement de prédation intraguilde: elle s'attaque aux autres aphidiphages, coccinelles, chrysopes, larves de syrphes. En outre, elle s'agrège dans les maisons durant la mauvaise saison, ce qui constitue parfois une nuisance considérable.
- En 2002, un hétéroptère Lygaeide originaire de Nouvelle-Zélande, *Nysius huttoni* est observé pour la première fois dans différents sites en Flandre occidentale et orientale et dans le Brabant (Aukema *et al.* 2005). Cette espèce est considérée comme un ravageur en Nouvelle-Zélande; elle s'attaque à une grande diversité de plantes, parmi lesquelles

des crucifères, des légumineuses, des graminées d'intérêt agronomique. Dans son aire d'origine, elle s'attaque aussi à une espèce envahissante en Belgique, *Senecio inaequidens*.

- En 2003, la chrysomèle du maïs, *Diabrotica virgifera virgifera*, originaire d'Amérique du nord, est découverte près de l'aéroport de Zaventem. 52 spécimens sont trouvés dans un champ. Cet effectif élevé suggère que la population a été établie en 2002. Cette population a fait l'objet d'un effort d'éradication. L'insecte est apparu pour la première fois en Europe en 1992 (ex-Yougoslavie) puis s'est rapidement propagé (CABI 2003).
- En 2003, Baugnée (2003) signale aussi la présence du Cicadellide *Kyboasca maligna* originaire d'Amérique du nord, et du Psyllide *Cacopsylla fulguralis*, d'origine asiatique et inféodé aux *Eleagnus*. Cette dernière espèce, aussi présente en France et au Royaume-Uni, figure d'ailleurs sur la liste d'alerte de l'OEPP.
- En 2004, le coléoptère Bostrychide *Heterobostrychus hamatipennis* a été trouvé dans des objets en osier (*Salix* sp.) importés de Chine (Fassotte 2005). Il n'y a aucune indication, cependant, que l'espèce se soit propagée.

c) Espèces non encore interceptées

Listes nationales. Les trois Régions ont défini des listes similaires d'organismes de quarantaine basées sur les listes de l'OEPP. Pour la Région Wallonne, ces listes figurent dans l'Annexe III de l'Arrêté du Gouvernement wallon modifiant le règlement général pour la protection du travail en ce qui concerne l'utilisation confinée d'organismes génétiquement modifiés ou pathogènes (Moniteur Belge 2002). Parmi les 105 espèces listées figurent notamment:

- Six espèces déjà présentes sur le territoire: *Frankliniella occidentalis*, *Trogoderma granarium*, *Bemisia tabaci*, *Liriomyza bryoniae*, *L. trifolii*; *L. huidobrensis*;
- Au moins huit espèces ou groupes d'espèces clairement dangereuses: *Hyphantia cunea*, *Anoplophora chinensis*, *A. malasiaca*, *Choristoneura* spp., *Liriomyza sativae*, *Monochamus* spp. (vecteurs du nématode du pin *Bursaphelenchus xylophilus*), *Pissodes* spp., *Popillia japonica*.

Listes de quarantaine EPPO.

- La liste EPPO A1 comporte 108 espèces, dont 10 ont été interceptées ou se sont établies dans les pays limitrophes.
- La liste EPPO A2 comporte 42 espèces, dont 12 ont été interceptées dans les pays voisins et 2 (*Bemisia tabaci* et *Frankliniella occidentalis*) sont déjà présentes en Belgique.
- La Action List comporte 32 espèces, dont aucune n'a été interceptée dans les pays voisins, mais parmi lesquelles figurent au moins 9 espèces dangereuses pour la Belgique (*Sirex ermak*, *Ips hauseri*, *Ips subelongatus*, *Scolytus morawitzi*, *Agrilus planipennis*, *Orgyia pseudotsugata*, *Aeolestes sarta*, *Dendrolimus sibiricus*, *Dendrolimus superans*).
- La liste d'alerte comporte 19 espèces dont au moins une dangereuse (*Scolytus schevyrewi*)

DAISIE. La base de donnée du projet européen DAISIE (Delivering Alien Invasive Inventories for Europe), non encore clôturée, nous a été aimablement fournie par A. Roques (INRA, Station de Zoologie forestière, Orléans). Les informations concernant la Belgique y sont encore incomplètes, mais il nous a semblé utile de relever les espèces absentes dans notre pays et présentes dans les pays limitrophes (France, Allemagne, Pays-Bas). On compte parfois de grands nombres d'espèces présentes dans un de ces pays et absentes dans les autres. De véritables différences d'aires de distribution sont certainement en jeu, mais ces écarts peuvent cependant aussi s'expliquer en partie par l'activité plus ou moins grande des entomologistes locaux.

Tableau 5 - Espèces exotiques déjà naturalisées dans les pays voisins de la Belgique (DAISIE).

| Pays | Nombre d'espèces |
|-------------------------------|-------------------------|
| Allemagne | 400 |
| France | 243 |
| Allemagne + France | 113 |
| Pays-Bas | 8 |
| France + Pays-Bas | 7 |
| Allemagne + France + Pays-Bas | 7 |
| Allemagne + Pays-Bas | 5 |

2.2.2 Vertébrés

Vingt-cinq espèces de vertébrés exotiques peuvent aujourd'hui être considérées comme naturalisées en Wallonie, parmi lesquelles figurent 9 espèces de poissons, 2 espèces de batraciens, 6 espèces d'oiseaux et 7 espèces de mammifères (voir liste détaillée au Tableau 7). Selon les groupes, ces espèces représentent entre 4 et 22 % des espèces aujourd'hui présentes sur le territoire wallon (tableau 6). Cette proportion est du même ordre de grandeur que le pourcentage d'espèces récemment éteintes sur le même territoire (extinctions postérieures à 1500), sans prétendre pour autant que les disparitions soient directement liées à l'arrivée des espèces exotiques envahissantes.

En sus de ces 24 taxa, il existe de nombreuses espèces exotiques fugaces, qui persistent dans l'environnement sans former véritablement de population durable ou qui sont observées de manière occasionnelle sans que l'on ne dispose de preuve de reproduction. Citons par exemple les carpes chinoises, le chien viverin, la grenouille taureau, l'ouette de Magellan, le tadorne Casarca, la tortue de Floride, la truite arc-en-ciel et le vison d'Amérique. La liste de vertébrés exotiques fugaces est difficile à dresser car les observations de ces espèces ne sont consignées nulle part de manière systématique. Il est important de noter que même si elles sont incapables de se reproduire chez nous, ces espèces peuvent néanmoins exercer un impact environnemental important quand elles sont introduites en forte densité (cas des repeuplements sur-densitaires en truites arc-en-ciel ou de l'introduction de tortues de Floride dans certaines étangs). Dans la même logique, certains lâchers de faisans de Colchide en forte densité sont susceptibles de s'accompagner d'effets délétères pour la biodiversité.

Tableau 6 - Comparaison du nombre d'espèces indigènes et exotiques au sein des principaux groupes de vertébrés de Wallonie.

| | Espèces indigènes | Espèces éteintes | Espèces exotiques naturalisées | Espèces exotiques fugaces | Proportion d'espèces exotiques naturalisées | Proportion d'espèces éteintes |
|--------------------------|-------------------|------------------|--------------------------------|---------------------------|---|-------------------------------|
| Poissons | 32 | 8 | 9 | 9 | 22 % | 25 % |
| Batraciens | 12 | 2 | 2 | ? | 14 % | 17 % |
| Oiseaux nicheurs | 156 | 15 | 6 | ? | 4 % | 10 % |
| Mammifères (non volants) | 39 | 1 | 7 | 3 | 15 % | 3 % |

Le nombre d'espèces de vertébrés exotiques naturalisés en Wallonie tend à augmenter de manière exponentielle avec le temps (Figure 11). Cette situation n'est guère étonnante étant donné l'accélération importante de la vente d'espèces exotiques animales en Belgique enregistrée au cours des dernières décennies. On sait par exemple qu'au cours des années 2000-2005, près de 600 000 spécimens appartenant à des espèces d'oiseaux couvertes par la convention de Washington (convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction) ont été importés en Belgique; plus de 280 espèces d'oiseaux sont concernées, parmi lesquelles une forte proportion de passereaux et de psittaciformes (source : base de données administrative du service CITES du SPF Santé Publique, Sécurité de la chaîne alimentaire et Environnement).

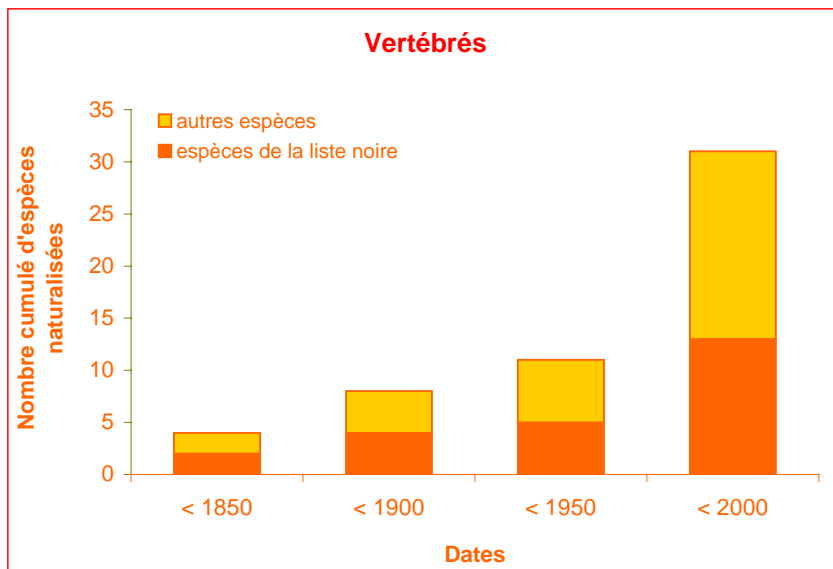


Figure 11 - Evolution du nombre de vertébrés exotiques naturalisés en Wallonie.

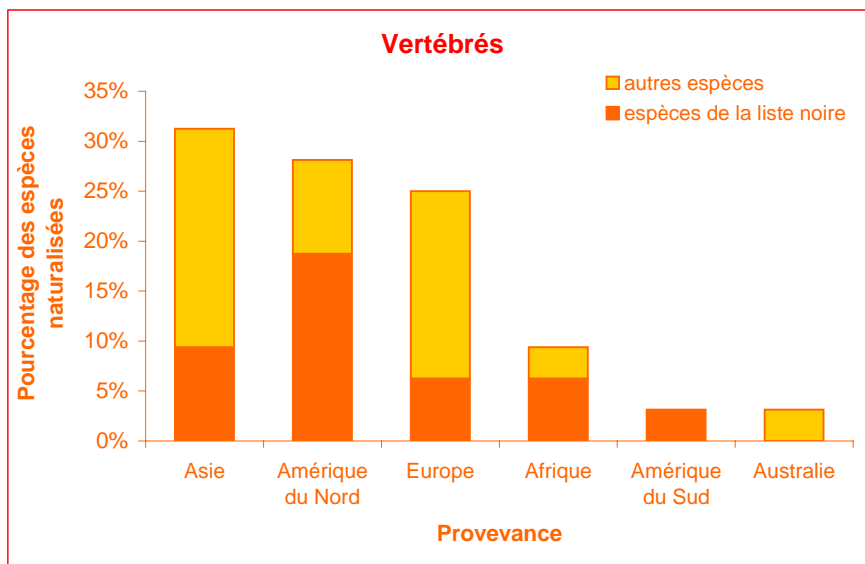


Figure 12 - Provenance des vertébrés exotiques naturalisés en Wallonie.

Les vertébrés exotiques naturalisés en Wallonie proviennent majoritairement d'autres régions du globe caractérisées par des conditions climatiques similaires à celles que nous connaissons chez nous (Asie, Amérique du Nord et Europe centrale) (Figure 12).

52 % des espèces de vertébrés naturalisées en Wallonie sont répertoriées sur la liste noire établie par le Forum sur les espèces exotiques envahissantes. Cette proportion est très élevée en regard de la situation observée pour les plantes, parmi lesquelles seules 8 % des espèces naturalisées sont connues pour avoir un impact négatif sur l'environnement. On notera également qu'une majorité d'entre elles ont des mœurs aquatiques ou semi-aquatiques.

Tableau 7 - Liste des espèces de vertébrés naturalisés en Wallonie. Aires d'origine : NAM : Amérique du Nord ; SAM, Amérique du Sud ; AS, Asie ; AF, Afrique. La date se réfère à la première observation dans la nature en Belgique. Deux modes d'introduction sont distingués : introduction délibérée (D) et introduction accidentelle (A). L'appartenance éventuelle de ces espèces à la liste noire (A) ou à la liste grise (B) élaborées par le Forum belge sur les espèces envahissantes est signalée dans la dernière colonne (voir 1.5.4).

| Nom scientifique | Nom français | Origine | Date | Introduction | Liste |
|-----------------------------------|----------------------------|---------|------|--------------|-------|
| Poissons | | | | | |
| <i>Ameiurus melas + nebulosus</i> | Poisson-chat | NAM | 1871 | D | A2 |
| <i>Aspius aspius</i> | Aspe | EU | 2000 | A | B1 |
| <i>Carassius auratus auratus</i> | Carassin doré | AS | 1750 | D | - |
| <i>Carrassius auratus gibelio</i> | Gibèle | EU | 1750 | D | A2 |
| <i>Lepomis gibbosus</i> | Perche soleil | NAM | 1884 | D | A2 |
| <i>Pimephales promelas</i> | Vairon américain | NAM | 1995 | D | A1 |
| <i>Pseudorasbora parva</i> | Goujon asiatique | AS | 1992 | A | A2 |
| <i>Stizostedion lucioperca</i> | Sandre | EU | 1890 | D | B2 |
| <i>Umbra pygmea</i> | Poisson chien | NAM | 1920 | D | - |
| Batraciens | | | | | |
| <i>Rana bedriagae</i> | Grenouille verte orientale | AF-AS | 2000 | D | A1 |
| <i>Rana ridibunda</i> | Grenouille verte rieuse | EU | 1975 | D | A2 |
| Oiseaux | | | | | |
| <i>Aix galericulata</i> | Canard mandarin | AS | 1953 | D | B1 |
| <i>Alopochen aegytiacus</i> | Ouette d'Egypte | AF | 1984 | D | A2 |
| <i>Anser anser</i> | Oie cendrée | EU | - | D | B1 |
| <i>Branta canadensis</i> | Bernache du Canada | NAM | 1973 | D | A2 |
| <i>Psittacula krameri</i> | Perruche à collier | AF-AS | 1975 | D | B2 |
| <i>Syrnaticus reevesii</i> | Faisan vénéré | AS | 1990 | D | B1 |
| Mammifères | | | | | |
| <i>Dama dama</i> | Daim | EU | 1850 | D | - |
| <i>Myocastor coypus</i> | Ragondin | SAM | 1975 | D | A2 |
| <i>Ondatra zibethicus</i> | Rat musqué | NAM | 1928 | D | A2 |
| <i>Ovis ammon</i> | Mouflon | EU | 1938 | D | - |
| <i>Procyon lotor</i> | Raton laveur | NAM | 1986 | D | B1 |
| <i>Rattus norvegicus</i> | Rat surmulot | AS | 1730 | A | A2 |
| <i>Tamias sibiricus</i> | Ecureuil de Corée | AS | 1969 | D | B2 |

3. Facteurs explicatifs

3.1 Végétaux

3.1.1 Les vecteurs d'introduction et de dispersion des espèces végétales envahissantes en Région wallonne

Les vecteurs d'introduction d'espèces végétales exotiques sont fort variés (Saintenoy-Simon, 2003). Un grand nombre d'espèces sont introduites de manière volontaire pour leurs qualités ornementales, que ce soit dans les jardins particuliers ou dans les collections des jardins botaniques. La Balsamine de l'Himalaya, *Impatiens glandulifera*, est un bon exemple d'espèce ornementale introduite qui s'est naturalisée et développée au point de devenir fortement envahissante. Ces espèces ornementales se dispersent en dehors des jardins par l'intermédiaire du vent (anémochorie), d'animaux (endochorie) ou très fréquemment avec les déchets de jardins ou les déchets résultant d'activités aquariophiles.

Les introductions se font également via les canaux, les ports, les voies ferrées, les gares de marchandises. Les lots de graines à usage agricole peuvent également contenir des graines d'espèces exotiques commensales introduites de ce fait accidentellement et susceptibles de se répandre. C'est également le cas des mélanges de graines pour oiseaux. Certaines essences forestières ont été introduites délibérément pour différentes raisons, se sont naturalisées et sont devenues envahissantes. C'est notamment le cas du cerisier tardif (*Prunus serotina*), espèce envahissante introduite, entre autres, en vue d'améliorer les sols forestiers pauvres et acides. L'introduction d'espèces pour les activités aquariophiles est une voie d'introduction d'espèces exotiques aquatiques très importante. Certaines introductions accidentelles singulières méritent aussi d'être évoquées comme pour le Sénéçon du Cap (*Senecio inaequidens*), introduit accidentellement fin du 19^e siècle dans la région de Verviers par l'industrie lainière. Ses graines étaient en effet emprisonnées dans la laine de mouton et se sont disséminées de proche en proche et installées sur l'ensemble du territoire Wallon.

Sur base des données de l'étude du Jardin Botanique National que nous avons détaillée plus haut (Veloove, 2006), il apparaît que le pourcentage d'espèces introduites accidentellement dans le territoire wallon est fort proche du pourcentage d'espèces introduites volontairement (Figure 13). Par contre, si on se concentre sur les espèces exotiques envahissantes, les introductions délibérées sont nettement majoritaires (76% vs 20%).

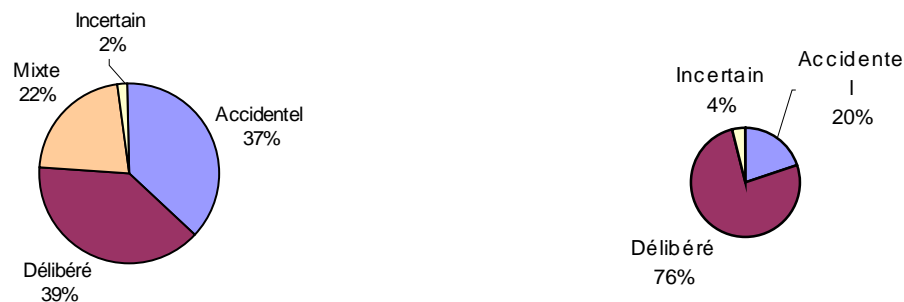


Figure 13 – Pourcentages d'introductions accidentelles, délibérées et mixtes au sein des espèces végétales exotiques introduites (à gauche) et envahissantes (à droite) en Région Wallonne. Les espèces dites 'mixtes' sont celles pour lesquelles les deux types d'introduction ont été observés (données Verloove, 2006)

Nous l'avons dit, nombre d'espèces envahissantes ont été introduites à l'origine pour leurs qualités ornementales. De ce fait, le monde horticole est un acteur puissant dans le mécanisme d'introduction d'espèces exotique. Il n'est pas rare de trouver aujourd'hui dans le commerce des lots de graines de Solidage ou de Balsamine de l'Himalaya par exemple. Certains se justifient en

évoquant l'argument que les plantes envahissantes peuvent être plantées de manière responsable. Cela est vrai jusqu'à un certain point seulement. Une grande partie des espèces à problème sont en réalité des 'échappées de jardin' dont les capacités de dissémination des graines sont exceptionnelles (comme nous le verrons dans le point suivant) ou dont on s'est débarrassé des déchets dans la nature. N'oublions pas non plus que dans nos régions, le phénomène d'échange direct de graines ou de plantes de personne à personne n'est pas rare.

3.1.2 Dynamique de dispersion à l'échelle des paysages.

Dans le cadre du projet *Inplanbel*, le Laboratoire d'Ecologie de la FUSAGx a réalisé une étude de l'effet de la structure du paysage sur la dynamique des populations de plantes exotiques envahissantes. Cette étude visait à mettre en relation la distribution de cinq espèces (*Fallopia japonica* spp., *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera*, *Senecio inaequidens* et *Solidago gigantea*) et les éléments paysagers de deux unités paysagères contrastées : la première à caractère plutôt urbain et la seconde à caractère agricole et forestier. Cette étude a révélé que sur base du nombre de populations, la Balsamine de l'Himalaya (*I. glandulifera*) est l'espèce qui montre le succès d'invasion le plus marqué. La Berce du Caucase (*H. mantegazzianum*) est encore peu présente dans les deux paysages investigués mais montre une dynamique d'expansion très rapide. Certains habitats semblent plus sensibles à l'invasion que d'autres. Les éléments paysagers qui favorisent le plus la distribution des populations sont les routes, les rivières et les voies de chemin de fer. En effet, dans le site Comblain-au-pont par exemple, 87% des populations d'espèces envahissantes se situent à moins de 5 m d'un de ces trois éléments de paysage alors que ces éléments ne représentent que 9% de l'unité paysagère (Figure 14).

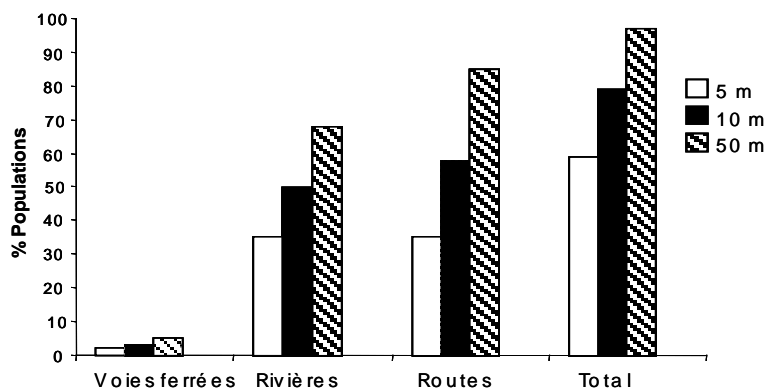


Figure 14 – Distribution des populations de plantes exotiques envahissantes autour des éléments paysagers linéaires à Comblain-au-Pont (Pieret 2006).

3.2 Voies et mécanismes d'entrée sur le territoire des insectes envahissants

Les échanges commerciaux sont une voie privilégiée, notamment les plantes vivantes (dont les bonsaï, vecteurs notamment de *Tinocallis takachihoensis* et d'*Anoplophora chinensis*), mais aussi les plantes destinées à l'horticulture (introduction de *Liriomyza* spp., *Frankliniella occidentalis*, etc.) ou aux pépinières, ou les grumes et le bois d'emballage en général, vecteurs bien connus de xylophages. Les véhicules peuvent aussi être de redoutables vecteurs (cochenilles pulvinaires, propagation de *Cameraria ohridella*, etc.) Un contrôle vraiment systématique aux frontières est impossible, et les règlements phytosanitaires sont difficiles à faire appliquer systématiquement. Chaque bulletin d'alerte de l'OEPP signale des interceptions de ravageurs exotiques sur diverses marchandises.

3.3 Les vecteurs d'introduction des vertébrés

Comme dans les autres pays européens (Wittenberg 2005), on constate que la plupart des vertébrés exotiques envahissants ont fait chez nous l'objet d'introductions délibérées, pour au moins l'un des usages suivants: ornement, animal de compagnie, élevage, aquaculture, pêche, chasse, etc. En Wallonie, seules 2 des 31 espèces de vertébrés exotiques naturalisés ont été introduits accidentellement : le goujon asiatique et le rat surmulot.

L'accroissement important du nombre d'espèces animales naturalisées au cours des dernières décennies est lié à l'accélération importante de la vente de ces espèces en Belgique. On sait par exemple qu'au cours des années 2000 à 2005, près de 600 000 spécimens appartenant à des espèces d'oiseaux couvertes par la convention de Washington (convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction) ont été importés en Belgique; plus de 280 espèces d'oiseaux sont concernées, parmi lesquelles une forte proportion de passereaux et de psittaciformes (source : base de données administrative du service CITES du SPF Santé Publique, Sécurité de la chaîne alimentaire et Environnement).

4. Les conséquences des invasions biologiques

Les invasions biologiques constituent un processus qui est particulièrement visible dans les milieux fortement perturbés par l'activité humaine (berges de cours d'eau, friches, talus, terrains vagues, etc.), surtout au début du processus d'invasion. Toutefois, de plus en plus d'observations récentes signalent aussi leur présence dans des milieux semi-naturels et des sites de grand intérêt biologique en Wallonie; en particulier, les milieux aquatiques, les prairies humides et les pelouses sèches font l'objet d'une colonisation croissante par des plantes exotiques (Tableau 8).

Tableau 8 : Principales plantes exotiques envahissantes présentes dans différents milieux semi-naturels en Wallonie. Les espèces suivies d'une astérisque sont considérées comme très nuisibles et sont reprises dans la liste noire. Source : base de données des sites de grand intérêt biologique en Wallonie.

| Milieux | Plantes envahissantes |
|---|---|
| Mares, étangs et cours d'eau lenticules | Crassule des étangs*, élodées*, hydrocotyle fausse-renoncule*, jussies*, lentille d'eau minuscule, myriophylle du Brésil* |
| Mégaphorbiaies et prairies humides | Asters américains*, balsamine de l'Himalaya*, berce du Caucase*, bident à fruits noirs, renouée du Japon*, solidage glabre* |
| Pelouses sèches | Cotonéaster horizontal, érigeron du Canada, mahonia faux-houx, séneçon sud-africain* |

L'introduction d'espèces végétales ou animales exotiques peut dans certains cas mener à la disparition d'espèces indigènes. Ainsi, sur les trente espèces de poissons disparues aux États-Unis, 24 disparitions sont en partie imputables à l'introduction d'espèces étrangères et deux le sont totalement (Lassuy 1995). Fort heureusement, la situation n'est pas encore aussi alarmante en Wallonie. Mais l'arrivée ou le développement accru d'espèces exotiques envahissantes comme la bernache du Canada, le faux-arum, la grenouille taureau, les jussies, les spirées ou le vison d'Amérique pourrait nous réserver de fort mauvaises surprises dans les années à venir.

Huit pour cents des végétaux et quarante deux pour cents des animaux naturalisés en Wallonie sont repris sur la liste noire établie par le Forum belge sur les espèces envahissantes et ont donc un impact négatif avéré sur l'environnement en Wallonie et dans les régions limitrophes. Au vu de ces chiffres, il semble qu'une fois naturalisés, les vertébrés représentent une menace beaucoup plus importante pour l'environnement que les plantes. Leur introduction dans la nature mérite donc de faire l'objet d'une réglementation très stricte.

Peu d'études détaillées ont été menées pour évaluer précisément les conséquences écologiques des invasions biologiques en Wallonie. Nous essayerons toutefois de donner des éléments de réponse à cette question au travers des quatre niveaux définis dans la partie introductive.

4.1 Conséquences écologiques

4.1.1 Effets génétiques

A notre connaissance, aucune étude n'a porté à ce jour sur les possibilités d'hybridations entre espèces végétales exotiques et indigènes à l'échelle du territoire wallon. Par contre, le Laboratoire d'Ecologie de la FUSAGx travaille actuellement sur les phénomènes d'hybridation interspécifiques qui ont lieu au sein du complexe d'espèces exotiques *Fallopia* ssp. Deux espèces envahissantes *F. japonica* et *F. sachalinensis* sont capables de s'hybrider pour former l'hybride *F. X bohémica* dont les capacités de propagation végétatives sont encore plus importantes que celles des espèces parentales. Par ailleurs, ils ont montré l'existence d'un flux de gène ainsi qu'une production de graines viables par croisement avec l'espèce ornementale *F. baldschuanica* (Syn. *F. aubertii*), fréquemment cultivée en Wallonie.

Les cas d'hybridation entre espèces animales exotiques et indigènes sont pour le moment très limités sur le territoire wallon. Seule exception notoire, l'hybridation de la grenouille rieuse avec la grenouille verte native qui engendre une pollution génétique importante susceptible de mettre en péril la survie de cette dernière (voir chapitre de l'Etat de l'Environnement Wallon 2006 consacré aux batraciens).

4.1.2 Effets sur les populations

L'impact des plantes exotiques envahissantes sur les populations se marque le plus souvent par effet d'interactions compétitives entre les espèces exotiques et les espèces indigènes. Une étude menée par le Laboratoire de Génétique Evolutive et d'Ecologie végétales de l'ULB a permis de quantifier l'impact de plusieurs plantes exotiques envahissantes sur la flore indigène. Elle compare la diversité végétale observée en amont et en aval du front d'invasion par plusieurs espèces de plantes [voir Figure 15A]. Les résultats obtenus montrent que la richesse spécifique chute fortement dans les milieux colonisés par le solidage glabre (*Solidago gigantea*), la renouée du Japon (*Fallopia japonica*) et la berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*).

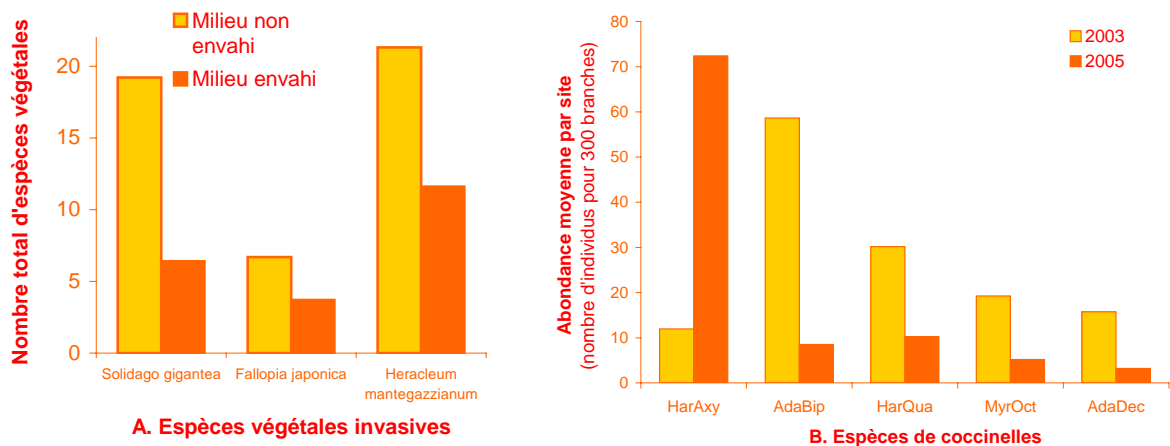


Figure 15 - Exemples d'impacts du développement d'espèces envahissantes sur les communautés de plantes et d'animaux. A - Evolution de la richesse végétale spécifique suite à l'invasion par différentes plantes exotiques (Vanderhoeven et al. 2005 & sous presse ; Vanparys 2004). B - Evolution de l'abondance des principales espèces de coccinelles vivant dans les parcs et jardins suite à l'invasion par la coccinelle asiatique, *Harmonia axyridis* (HarAxy) (San Martin 2003 & Ottart 2005). Les espèces de coccinelles indigènes sont l'adalie à deux points, *Adalia bipunctata* (AdaBip), la coccinelle arlequin, *Harmonia quadripunctata* (HarQua), la coccinelle des cimes, *Myrrha octodecimguttata* (MyrOct) et l'adalie à dix points, *Adalia decempunctata* (AdaDec).

L'impact négatif attribué aux espèces animales exotiques peut être lié à la compétition avec des espèces indigènes; un exemple de compétition alimentaire bien connu est celui qui existe entre le goujon asiatique *Pseudorasbora parva* et le goujon européen *Gobio gobio* (Rosecchi et al. 2001). Ils peuvent aussi être le résultat d'une pression de prédation excessive par les espèces exotiques; ce cas de figure est couramment rapporté pour des espèces comme la bernache du Canada, la grenouille taureau, la perche soleil, le poisson-chat, le rat surmulot, le raton laveur, la tortue de Floride ou le vison d'Amérique (Godin 2005). En Wallonie, la régression drastique observée dans certaines populations de coccinelles indigènes est probablement le résultat de la supériorité de la coccinelle asiatique *Harmonia axyridis* en matière de prédation (Figure 15B). La comparaison de relevés quantitatifs réalisés lors de différentes étapes du processus d'invasion en milieu péri-urbain montre que l'espèce asiatique est devenue dominante en l'espace de deux ans seulement et a modifié en profondeur la structure des communautés de coccinelles. Celles qui

accusent la plus forte régression au cours de l'étude sont les espèces dominantes sur arbres feuillus (*Adalia* spp.) et sur pins (*Harmonia quadripunctata* et *Myrrha octodecimguttata*).

Par ailleurs, certaines espèces de poissons comme le goujon asiatique, le sandre, la truite arc-en-ciel et le vairon américain sont des vecteurs d'agents pathogènes susceptibles d'engendrer de véritables épidémies au sein des communautés de poissons indigènes (Benigno 2001, Petersson 2004, Branquart 2006b). Dans le même ordre d'idée, l'introduction d'écrevisses américaines sur le sol européen a favorisé le développement de la peste de l'écrevisse et la régression de l'écrevisse indigène à pieds rouges *Astacus astacus*, aujourd'hui très menacée en Wallonie.

4.1.3 Effets sur les communautés

Les plantes exotiques envahissantes des milieux aquatiques constituent un exemple notoire d'impact sur les communautés. La jussie, *Ludwigia peploides*, est typiquement une plante aquatique envahissante. Originaire d'Amérique latine, elle a été introduite accidentellement dans le sud de la France en 1820. Elle a d'abord colonisé les plans d'eau de Camargue et d'Aquitaine, puis s'est largement répandue vers le nord en l'espace de 30 ans seulement pour atteindre aujourd'hui la frontière belge. Les études scientifiques montrent que la jussie est capable de se développer très rapidement et de former d'épais tapis flottants à la surface de l'eau modifiant drastiquement la structure et la composition des communautés végétales et animales (Dandelot et al. 2005). De plus, ces espèces provoquent une altération des propriétés physico-chimiques de l'eau, constituent un frein hydraulique important pouvant accroître les risques d'inondation et entraînent l'atterrissement accéléré des plans d'eau.

4.1.4 Fonctionnement des écosystèmes.

Dans le cadre du projet Inplanbel, le Laboratoire de Génétique et d'Ecologie végétales de l'ULB a réalisé une étude de l'impact des plantes exotiques envahissantes sur les propriétés des écosystèmes (Vanderhoeven et al. 2005). Ils se sont intéressés à l'impact de neuf espèces exotiques envahissantes établies en Belgique (*Fallopia japonica*, *Senecio inaequidens*, *Solidago gigantea*, *Prunus serotina*, *Heracleum mantegazzianum*, *Rosa rugosa*, *Polemonium caeruleum*, *Impatiens glandulifera* et *Impatiens parviflora*) sur les horizons supérieurs du sol et les cycles d'éléments minéraux en comparant des situations envahies et non-envahies adjacentes. Les effets observés varient d'une espèce à l'autre. Par exemple, l'invasion par la Renouée du Japon (*Fallopia japonica*) engendre une augmentation des concentrations en éléments minéraux dans les horizons superficiels du sol (K: +34%, Mg: +49%, Mn: +61%, P: +44%), une augmentation des stocks d'éléments minéraux dans la biomasse sur pied (biomasse jusqu'à 13 fois plus importante que la végétation non envahie) et de ce fait une augmentation des flux d'éléments minéraux dans l'écosystème. Par ailleurs, les impacts sont d'autant plus marqués que les sites envahis sont pauvres en éléments minéraux, ce qui implique que la Renouée contribue à une homogénéisation des écosystèmes envahis. D'autres espèces, comme la Berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*), ne semblent pas montrer quant à elles d'impact évident sur le fonctionnement des écosystèmes qu'elles envahissent. De manière générale, on observe une augmentation importante de la productivité des écosystèmes envahis (Figure 16).

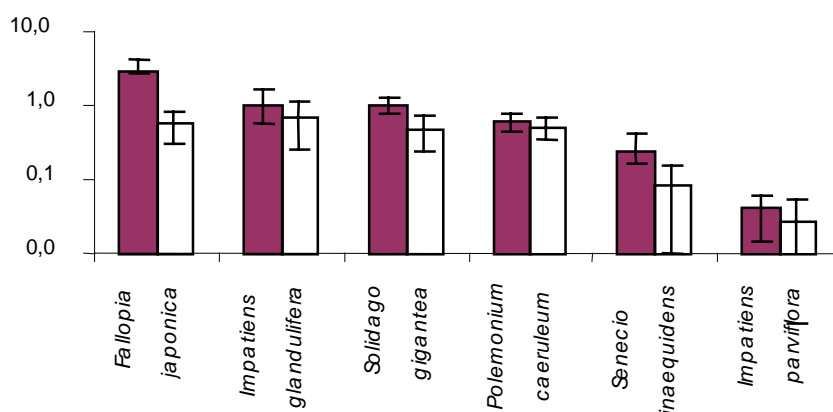


Figure 16 – Logarithme de la biomasse aérienne (kg/m²) pour les parcelles envahies (en rouge) et les parcelles témoins (en blanc)

Il est important de noter que les impacts dépendent de l'espèce envahissante mais également de l'écosystème à envahir : des facteurs environnementaux tel que la composition floristique initiale de la communauté ou la fertilité initiale du sol peuvent influencer la réponse de l'écosystème à l'invasion. Nous ne disposons pas à l'heure actuelle d'information relative à la rémanence de ces impacts sur le fonctionnement des écosystèmes: des effets durables rendraient de toute évidence la restauration des écosystèmes beaucoup plus difficile.

4.2 Conséquences socio-économiques

A notre connaissance, aucune étude n'a à ce jour été entreprise pour estimer les coûts socio-économiques engendrés par les espèces exotiques envahissantes en Région Wallonne ni même pour l'ensemble de la Belgique. Il est particulièrement difficile de mettre un prix sur des actions telles que la purification des eaux, la régénération des conditions de sols ou le maintien et la restauration de la biodiversité. Les coûts des espèces entraînant des problèmes de santé publique pourraient être plus facilement estimés. A titre d'exemple, une étude effectuée en Région Rhône-Alpes en France a montré que l'Ambrosie à feuilles d'Armoise (*Ambrosia artemisiifolia*) coûte annuellement 1,2 millions d'euros pour le traitement des allergies qu'elle provoque, soit 50% du coût total des allergies au pollen dans ce même territoire.

(http://www.cetiom.fr/fileadmin/cetiom/regions/Est/pdf/Atelier-sant_.pdf)

4.3 Une situation alarmante ?

L'expérience montre que l'introduction d'espèces allochtones en dehors de leur aire de distribution naturelle peut s'accompagner d'effets dommageables pour la biodiversité, la santé publique et l'économie. Il est toutefois assez difficile de prévoir quelles sont les introductions qui seront particulièrement défavorables et quelles sont celles qui resteront sans conséquence (effet 'Frankenstein') (Moyle & Light 1996). Les listes dressées par le forum belge sur les espèces envahissantes permettent néanmoins d'identifier toute une série d'espèces exotiques qui présentent a priori un risque environnemental élevé sur base de l'expérience acquise dans les régions limitrophes.

Jusqu'à présent, la problématique des invasions biologiques en Wallonie reste relativement confinée. Toutefois, différents indicateurs nous montrent que la situation progresse sur le terrain, que de nouvelles espèces envahissantes apparaissent constamment et qu'un nombre croissant de milieux semi-naturels sont aujourd'hui touchés. Si rien n'est fait, il est évident que le montant de la facture va s'accroître de manière très significative dans les années qui viennent.

Dans le cadre des introductions d'espèces exotiques qui devront être réalisées dans l'avenir sur le territoire wallon, il nous semble important de préconiser l'application du principe de précaution. En particulier, lesdites introductions ne devraient être autorisées qu'à partir du moment où une étude d'incidence objective permet de montrer que les risques y afférant peuvent être considérés comme négligeables. C'est précisément la logique de la nouvelle directive européenne qui régit l'utilisation d'espèces exotiques en aquaculture.

5. Principes de gestion des espèces envahissantes

A l'occasion du colloque *SOS Invasions !* qui s'est déroulé en mars 2006 à Bruxelles, les scientifiques belges ont publié le document suivant :

Recommandations du Forum Belge 'Espèces envahissantes'

Les membres du Forum belge sur les Espèces envahissantes s'accordent sur les points suivants :

1. Plusieurs milliers d'organismes non-indigènes terrestres, d'eau douce et marins ont été délibérément ou involontairement introduits en Belgique ;
2. De nombreux organismes non-indigènes se sont établis et un petit nombre d'entre eux sont devenus des organismes envahissants problématiques ;
3. Les organismes envahissants problématiques modifient les populations, les communautés et les écosystèmes indigènes, rendent difficile la conservation des écosystèmes indigènes, peuvent interférer avec les activités humaines et l'utilisation du territoire ou des ressources d'eau douce ou marine et peuvent engendrer des problèmes de santé ;
4. Le coût financier des invasions biologiques problématiques est souvent élevé en raison des dommages économiques directs et des coûts liés aux activités de contrôle ;
5. Les efforts de contrôle des organismes envahissants problématiques sont particulièrement difficiles, coûteux et souvent peu fructueux ;
6. La méthode de lutte des invasions problématiques la plus rentable est la prévention, et à défaut, l'intervention au début de l'établissement et de l'expansion de l'organisme; ceci nécessite d'être capable de prédire les organismes envahisseurs futurs parmi tous les exotiques, ce qui pose encore actuellement problème ;
7. De nombreux accords internationaux soulignent l'importance de la lutte contre les organismes envahissants problématiques ; on dispose à l'heure actuelle d'une connaissance et d'une expérience considérables en ce qui concerne les invasions ;
8. Les facteurs favorisant les invasions sont souvent régionaux ou globaux, bien que l'impact le plus aigu des invasions problématiques se situe à l'échelle locale plutôt que nationale ou internationale ;
9. L'augmentation des déplacements de personnes et de biens augmentera la fréquence d'introductions d'organismes potentiellement envahissants, augmentant par-là même leur probabilité d'établissement et les impacts économiques et écologiques qui en résultent ;
10. Les organismes envahissants problématiques ne peuvent être contrôlés de manière effective et efficace que si l'action se base sur une connaissance étendue de l'écologie des organismes, des écosystèmes et des biotopes concernés ;

Les membres du Forum Belge sur les Espèces envahissantes recommandent d'élaborer une stratégie nationale sur les espèces envahissantes de manière à limiter les impacts économiques et écologiques des espèces envahissantes en Belgique en accord avec les recommandations clés suivantes :

Responsabilité en matière d'espèces non indigènes – Le Gouvernement Belge devrait désigner ou créer une structure d'appui unique pour assurer le rôle de coordination et assurer la bonne application des mesures liées aux espèces non indigènes. Cette structure doit renforcer et faire le lien entre les mesures et les expertises des domaines

de référence tels que les contrôles phytosanitaires, la santé et le bien-être animal, le commerce d'espèces non indigènes, les initiatives de bio sécurité, etc.

Mesures de prévention – Toute introduction intentionnelle d'espèce non-indigène dans la nature devrait faire l'objet d'une étude de risque exhaustive et largement reconnue de manière à identifier les problèmes potentiels pour la biodiversité, l'économie ou la santé humaine.

Plans d'action et codes de conduite – Des plans d'action devraient être mis sur pied afin de prévenir les introductions intentionnelles ou involontaires pour tous les secteurs concernés suivant un mode participatif impliquant les principaux intervenants ; ils devraient concerner les principales voies d'introduction (par exemple, les eaux de ballast, la pêche, les produits alimentaires, les matériaux d'emballages, la lutte biologique, l'horticulture, les animaux domestiques).

Législation – La législation existante doit être révisée, élargie et mise à jour afin de mieux traiter les thématiques des espèces non-indigènes envahissantes. Elle doit mettre sur pied une base statutaire pour les plans d'action établis dans la recommandation précédente et prendre en considération le commerce, l'introduction et l'éradication des espèces non indigènes, particulièrement celles qui présentent le plus grand impact potentiel sur la biodiversité, l'économie et la santé publique ('liste noire').

Détection et capacité d'action de réduction – Les politiques devraient être établies en tenant compte de la détection précoce et du contrôle des espèces non-indigènes nuisibles dans la nature. Un monitoring adéquat des espèces non-indigènes aux points d'entrée ainsi que dans la nature doit être développé sur base des programmes existants sous la responsabilité des régions (Directives habitats et eau). De plus, les politiques, les capacités opérationnelles et les meilleures pratiques devraient être développées en tenant compte du contrôle ou de l'éradication des espèces de la liste noire.

Compétence scientifique – Bien que les invasions biologiques constituent une problématique internationale grandissante en écologie, elles n'ont que récemment fait l'objet d'attention en Belgique. L'élaboration et le maintien des compétences scientifiques constituent un pré requis indispensable au succès des points précités; les scientifiques devraient être impliqués dans le développement de stratégies nationales.

Sensibilisation accrue – Une stratégie de sensibilisation ciblée impliquant tous les secteurs concernés doit être développée afin d'assurer une bonne compréhension des problématiques liées aux espèces envahissantes, y compris les voies d'introduction, les impacts économiques et écologiques, etc. Cette approche devrait permettre au public d'accepter les mesures prises concernant les problèmes existants comme les programmes d'éradication ou la régulation du commerce.

Fiche 1 : Une autre face de la lutte biologique



La lutte biologique classique consiste à introduire dans une zone donnée un ennemi naturel (prédateur ou parasitoïde) exotique pour lutter contre un ravageur exotique (le plus souvent) ou indigène. En général, des efforts sont faits pour sélectionner des ennemis naturels les plus spécifiques possible, ceci à la fois parce que leur impact sur la cible risque d'être plus élevé (plus grande capacité de recherche, concordance de cycles, adaptation à un milieu particulier), et parce que les risques d'impacts sur d'autres espèces sont plus limités. En ce qui concerne les herbivores utilisés contre des plantes envahissantes, cette spécificité est testée de la manière la plus systématique possible, afin de réduire les risques de passage sur d'autres plantes.

Des exceptions à ces règles de spécificité sont cependant observées. Le cas d'*Harmonia axyridis* en est un exemple. D'autres espèces présentent des risques comparables. Un projet européen consacré aux risques associés à la lutte biologique, le projet ERBIC (Evaluating Environmental Risks of Biological Control Introductions into Europe) a identifié une liste d'ennemis naturels généralistes qu'il convient de ne pas lâcher (Van Lenteren *et al.* 2003).

Des règles de conduites ont été établies par l'International Plant Protection Convention (FAO), l'EPPO, l'OCDE. Au niveau belge, les réglementations régionales incluent (Région Flamande) ou n'incluent pas encore (Région Wallonne) les lâchers d'espèces exotiques pour la lutte biologique.

Cliché L. Tedders/USDA ARS à www.insectimages.org

Fiche 2 : Les plantes des bords de cours d'eau

Les milieux rivulaires jouent un rôle prépondérant dans la propagation des espèces envahissantes, en tant qu'habitat disponible ou en tant que corridor de dispersion. Les raisons sont multiples : niveau trophique élevé des habitats riverains, perturbations naturelles fréquentes, dispersion des graines par l'eau, perturbation des habitats par les travaux d'aménagement, etc. Les problèmes posés par les espèces exotiques envahissantes le long des cours d'eau touchent directement à leur gestion : déstabilisation des berges, diminution de l'accessibilité de la berge et du cours d'eau, impact sur la flore et la faune indigène, problème de santé publique.

Très récemment, le Laboratoire d'Ecologie de la FUSAGx a mis sur pied une **cellule d'appui à la gestion des espèces végétales envahissantes** dont le but sera entre autres le développement de méthodes de gestion préventives et actives du problème des espèces végétales envahissantes le long des cours d'eau non navigables en Région Wallonne.



Afin d'évaluer l'ampleur du phénomène, la cellule effectuera un inventaire par échantillonnage des populations d'espèces envahissantes majeures que sont la Renouée du Japon, la Balsamine de l'Himalaya et la Berce du Caucase. Cet inventaire permettra l'identification des zones les plus touchées sur lesquelles des actions de gestion devraient être entreprises, mais surtout la surveillance et la prévention au sein des zones encore saines.

La Renouée du Japon (*Fallopia japonica*) est une polygonacée originaire d'Asie orientale introduite pour l'ornementation des parcs et comme fourrage, forme des massifs denses atteignant 3 m de haut. Elle se caractérise par une tige creuse de 2 à 3 cm de diamètre. Des rhizomes particulièrement développés donnent à la plante une capacité de propagation végétative très vigoureuse. Cette espèce possède aussi la capacité de régénérer à partir d'un simple fragment de tige ou de rhizome ; ces fragments peuvent se



dispenser au fil de l'eau. La Renouée du Japon envahit des milieux très variés : les sites perturbés, les berges de rivières, les talus de voies ferrées, les friches, les lisières forestières, etc. Notons également l'existence de *Fallopia sachalinensis*, une espèce voisine et de l'hybride entre ces deux espèces (*F. X bohemica*) est lui aussi en forte extension dans nos régions.

La Balsamine géante (*Impatiens glandulifera*) est une plante annuelle originaire de l'Himalaya, introduite en Europe pour ses qualités ornementales (grandes fleurs rose pourpre). Elle peut atteindre 2 m de hauteur. A maturité, les fruits éclatent au moindre choc, projetant ainsi les graines à plusieurs mètres. Cette espèce envahit de manière impressionnante les bords de cours d'eau et les forêts riveraines. Elle est présente en abondance le long de la plupart des cours d'eau de Basse et Moyenne Belgique. La production des graines est considérable puisque chaque individu en produit plus de 10000 graines.



7. Bibliographie

- Abbott RJ (1992) Plant Invasions, Interspecific hybridization and the Evolution of New Plant Taxa. *Trends in Ecology and Evolution* 7, 401-405.
- Adriaens, T., E. Brancquart & D. Maes. (2003). The Multicoloured Asian Ladybird *Harmonia axyridis* Pallas (Coleoptera: Coccinellidae), a threat for native aphid predators in Belgium? *Belgian Journal of Zoology*, 133(2): 195-196.

- Ainouche ML, Baumel A, Salmon A, Yannic G (2004) Hybridization, polyploidy and speciation in *Spartina* (Poaceae) *New Phytologist* 161: 165-172
- Alpert P, Bone & Holapfel C (2000) Invasiveness, invisibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3: 52-66.
- Aukema B, Bruers JM, Viskens G. (2005). A New Zealand endemic *Nysius* established in The Netherlands and Belgium (Heteroptera: Lygaeidae). *Belgian Journal of Entomology* 7, 37-43.
- Bais HP, Vepachedu R, Gilroy S, Callaway RM & Vivanco JM (2003) Allelopathy and exotic plant invasion: from molecules to species interactions. *Science* 301: 1377-1380.
- Baker, H.G. (1974) The evolution of weeds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 7: 1-24.
- Bagnée J.-Y. (2003). Sur la présence en Belgique du Cicadellidae *Kyboasca maligna* (WALSH, 1862) et du Psyllidae *Cacopsylla fulguralis* (KUWAYAMA, 1907) (Hemiptera Homoptera). *Bulletin de la Société royale belge d'Entomologie*, 139 (I-VI):72
- Benigno E (2001) Identification of non-native freshwater fishes established in Europe and assessment of their potential threats to the biological diversity. Document prepared for the Council of Europe, Strasbourg.
- Branquart E (2006a) Black lists, a tool for biological invasion control. In Branquart E, Baus E, Pieret N, Vanderhoeven S & Desmet P (eds) - SOS Invasions, Conference 09-10 March 2006, Brussels, Abstract book. 76 pp.
- Branquart E. (2006b) Risques écologiques liés à l'introduction de poissons allochtones. In: G. Doignon (Ed), Vers un nouvelle politique des repeuplements, Colloque GIPPA, Beez, Novembre 2006.
- Bruge, H. (1995). *Xylosandrus germanus* (Blandford, 1894) [belg. sp. nov.] (Coleoptera Scolytidae). *Bulletin et Annales de la Société Royale Belge d'Entomologie* 131:249-264.
- Burke MJW & Grime JP (1996) An experimental study of, plants community invasibility. *Ecology* 77: 776-790.
- CABI. (2003). *Crop Protection Compendium*. CD-ROM. CAB International, Wallingford, UK.
- CABI/EPPO. (1997). *Quarantine Pests for Europe*. CAB International, Wallingford, UK. 1425 pp.
- Convention sur la Biodiversité Biologique (2002): <http://www.biodiv.org/doc/meetings/cop/cop-06/official/cop-06-18-add1-rev1-fr.pdf>
- Crooks J & Soulé ME (1999) Lag times in population explosions of invasive species: causes and implications. In Sandlund OT, Schei SJ & Vikens Invasive species and Biodiversity management. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands. pp 103-125.
- Daehler CC (2001) Two ways to be an invader, but one is more suitable for Ecology. *Bulletin of the Ecological Society of America* 82:101-102.
- Daehler CC (2003) Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: Implications for conservation and restoration. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34: 183-211.
- Dandelot S, Verlaque R, Dutartre A et Cazaubon A (2005) Ecological, Dynamic and Taxonomic Problems Due to *Ludwigia* (Onagraceae) in France. *Hydrobiologia* 551: 131-136.
- Davis MA (2003) Biotic globalization : does competition from introduced species threaten biodiversity ? *Bioscience* 53 : 481-489.
- Davis MA & Thompson K (2001) Invasion terminology: should ecologists define their terms differently than other ? No, not if we want to be of any help. *Bulletin of the Ecological Society of America* 82: 206.
- De Prins W. et J. Pulpesiene (2000). *Cameraria ohridella*, een nieuwe soort voor de Belgische fauna (Lepidoptera : Gracillariidae). *Phega*. 28(1):1-6.
- Dekoninck W., De Baere C., Mertens J. & Maelfait J.-P. (2002). On the arrival of the Asian invader ant *Lasius neglectus* in Belgium (Hymenoptera Formicidae) *Bulletin de la Société royale belge d'Entomologie*, 138 (I-VI):
- Dourojeanni, M.J. (1971). Catalogue raisonné des Scolytidae et Platypodidae. *Catalogue des Coléoptères de Belgique*, V (100-101): 150 pp. Société Royale d'Entomologie de Belgique, Bruxelles.
- Dukes JS & Mooney HA (1999) Does global change increase the success of biological invaders ? *Trends in Ecology and Evolution* 14: 135-139.
- Ehrenfeld JG 2003 Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems* 6: 503-523.
- Ellstrand NC, Schierenbeck K.A. (2000) Hybridization as a stimulus for the evolution of invasiveness in plants *PNAS* 97, 7043-7050

- EPPO Reporting Service (2003), No. 10. First report of *Diabrotica virgifera* in Belgium. Paris, 2003-10-01: 5.
- EPPO Reporting Service (2005), No 6. An invasive species: *Harmonia axyridis* (Harlequin ladybird). Paris, 2005-06-01: 12.
- EPPO Reporting Service (2006), No. 2. First report of *Nysius huttoni* in the Netherlands and Belgium: addition to the EPPO Alert List. Paris, 2006-02-01: 6-8.
- Fassotte, C. (2005). Première observation en Belgique et en Europe de l'espèce exotique *Heterobostrychus hamatipennis* (Lesne, 1895) (Coleoptera Bostrychidae) sur de l'osier. EPPO Reporting Service, 7: 4.
- Gelbard JL & Belnap J (2003) Roads as conduits for exotic plant invasions in semiarid landscape. *Conservation Biology* 17: 420-432.
- Gilbert, M., J.-C. Grégoire, J.F. Freise et W. Heitland. (2004). Long-distance dispersal and human population density allow the prediction of invasive patterns in the horse-chestnut leafminer *Cameraria ohridella*. *Journal of Animal Ecology*, 73: 459-468.
- Godin J (2005) Les espèces animales invasives des milieux aquatiques et humides du bassin Artois-Picardie. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, 54 pp.
- Grotkopp E, Rejmánek M & Rost T. (2002) Towards a causal explanation of plant invasiveness: seedling growth and life history strategies of 29 Pine (*Pinus*) species. *American Naturalist* 159 : 396-419.
- Hérard, F. (2005). *Anoplophora* spp. in Europe: infestation and management process. EPPO Conference on *Phytophthora ramorum* and other forest pests, Falmouth, Cornwall, GB, 2005-10-05/07.
http://archives.eppo.org/MEETINGS/2005_meetings/ramorum_presentations/falmouth.htm.
Consulted 20 March 2006.
- Hierro JL & Callaway RM (2003) Allelopathy and exotic plant invasion. *Plant and Soil* 256: 29-39.
- Hill, M., Baker, R., Broad, G., Chandler, P.J., Copp, G.H., Ellis, J., Jones, D., Hoyland, C., Laing, I., Longshaw, M., Moore, N., Parrott, D., Pearman, D., Preston, C., Smith, R.M. et R. Waters. (2005). *Audit of non-native species in England*. English Nature Research Reports, 662. English Nature, Northminster House, Peterborough. 82 pp.
- IUCN (1999) - Draft guidelines for the prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species. <http://www.iucn.org/themes/ssc/publications/policy/invasivesEng.htm#anchor392619>
- Jakobs G, Weber E & Edwards J (2004) Introduced plants of the invasive *Solidago gigantea* (Asteraceae) are larger and grow denser than conspecifics in the native range. *Diversity and Distributions* 10: 11-19.
- Jamblinne de Meux A. de et Nanson A. (1969). Resistance au *Megastigmus* chez divers peuplements et arbres semenciers de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco. Washington. *Second World Consultation on Forest Tree Breeding*. FAO and IUFRO. 10 pp.
- Keane R M & Crawley MJ (2002) Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 164-170.
- Kenis, M. Insects – Insecta. Pp. 131-212 in Wittenberg, R. (ed.) (2005). *An inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland*. CABI Bioscience Switzerland Centre report to the Swiss Agency for Environment, Forests and Landscape. 417 pp.
- Kirk, William D. J. et L. I. Terry. (2003). The spread of the western flower thrips *Frankliniella occidentalis* (Pergande). *Agricultural and Forest Entomology*, 5: 301–310.
- Kowarik I (1995) Time lags in biological invasions with regard to success and failure of alien species. In Pyšek P, Prach K & Wade M *Plant Invasions: General aspects and special problems*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 15-38.
- Lassuy DR (1995) Introduced species as a factor in extinction and endangerment of native fish species. *Am. Fish. Soc. Symp.*, 15, 391-396.
- Lee CE (2002) Evolutionary genetics of invasive species *Trends in Ecology and Evolution* 17, 386-391.
- Levine JM, Vilà M, D'Antonio CM, Dukes JS, Grigulis K & Lavelle S (2003) Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society of London B* 270: 775-781.
- McKinney ML & Lockwood JL (1999). Biotic homogenization : a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 450-453.

- Mahy G (2006) Les plantes terrestres ornementales. *In* Branquart E, Baus E, Pieret N, Vanderhoeven S & Desmet P (eds) - SOS Invasions, Conference 09-10 March 2006, Brussels, Abstract book. 76 pp.
- Marchetti M.P., Light T., Moyle P.B. & Viers J.H. (2004) Fish invasions in California watersheds : testing hypotheses using landscape patterns. *Ecological Applications* 14 : 1507-1525.
- Meerts P., Dassonville N, Vanderhoeven S (2006) Alien Invasive species: impact on ecosystems. *In* Branquart E., Baus E., Piere N., Vanderhoeven S. & Desmet P. Eds. SOS Invasions, Conference 09-10 March 2006, Brussels. Abstract Book. 76 pp.
- Meerts, P, Dassonville N, Vanderhoeven S, Chapuis-Lardy L, Koutika L-S & Jacquemart, A-L (2004) Les plantes exotiques envahissantes et leurs impacts. *In Biodiversité : Etat, enjeux et perspectives*, De Boek Université, Bruxelles. pp. 238.
- Merlin, J., Grégoire, J.-C., Dolmans, M., Speight, M.R., Pasteels, J.M. et Ch. Verstraeten. (1988). Preliminary comparison of two scale insect species on broad-leaved trees in Western-Europe. *Med. Fac. Landbouww. Rijksuniv. Gent*, 53/3a: 1153-1158.
- Milne RI, Abbott RJ (2000) Origin and evolution of invasive naturalized material of *Rhododendron ponticum* L. in the British Isles. *Molecular Ecology* 9, 541-556.
- Moniteur Belge, 24.04.(2002). Arrêté du Gouvernement wallon modifiant le règlement général pour la protection du travail en ce qui concerne l'utilisation confinée d'organismes génétiquement modifiés ou pathogènes. Annexe III. Pp. 16908 – 16912. <http://reflex.raadvst-consetat.be/reflex/pdf/Mbbs/2002/04/24/75499.pdf>
- Moyle P.B. & Light T. (1996) Biological invasions of freshwater : empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation* 78 : 149-161.
- Ottart N (2005) L'impact de la coccinelle invasive *Harmonia axyridis* sur les populations de coccinelles indigènes à Bruxelles. TFE Bioingénieur (ULB).
- Parker, I.M., D. Simberloff, W.M. Lonsdale, K. Goodell, M. Wonham, P.M. Kareiva, M.H. Williamson, B. Von Holle, P.B. Moyle, J.E. Byers, and L. Goldwasser. 1999. Impact: Toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1(1):3-19.
- Petersson E (2004) Impact écologique des repeuplements par des poissons d'élevage sur les espèces sauvages. Dossier de l'Environnement de l'INRA n°26 (aquaculture et environnement) : 36-47.
- Petit R (2004) Biological Invasions at the gene level. *Diversity Distributions* 10, 159-165.
- Philippart J.-C., 1999 - Le silure glane (*Silurus glanis*) : une espèce de poisson en extension démographique dans le Meuse en Wallonie ? LDPA-ULg, document de travail.
- Pieret N & Mahy G (2006) Effect of landscape structure on population dynamics of invasive plant species in Belgium. *In* Branquart E, Baus E, Pieret N, Vanderhoeven S & Desmet P (eds) - SOS Invasions, Conference 09-10 March 2006, Brussels, Abstract book. 76 pp.
- Pimentel D, Lach L, Zuniga R & Morrison D (2000 a) Environmental and economic costs associated with non-indigenous species in the United States. *BioScience* 50: 53-65.
- Pimentel D, McNair S, Janecka J, Wightman J, Simmonds C, O'Connell C, Wong E., Russel L, Zern J, Aquino T & Tsomondo T (2000 b) Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84: 1-20.
- Pyšek P & Prach K. (1993) Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of Biogeography* 20: 413-420.
- Pyšek P, Jarošík V & Mandák B (2002) Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia* 74: 97-186.
- Pyšek P, Richardson DM, Rejmánek M, Webster GL, Williamson M & Kirschner J (2004) Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53: 131-143.
- Rabitsch W & Essl F (2006) Biological Invasions in Austria: Patterns and Case Studies. *Biological Invasions* 8: 295-308.
- Reichard SH & White P (2001) Horticulture as a pathway of invasive plant introductions in the United States. *BioSciences* 51: 103-113.
- Rejmánek M & Richardson DM (1996) What attributes make some plant species more invasive. *Ecology* 77: 1655-1661.
- Rejmánek M (1995) What makes a species invasive ? *In* Pyšek P, Prach K & Wade M *Plant Invasions: General aspects and special problems*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 3-13.

- Ricciardi, A (2001). Facilitative interactions among aquatic invaders: Is an "invasional meltdown" occurring in the Great Lakes? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 2513-2525.
- Ricciardi, A & H.J. MacIsaac (2000). Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 62-65.
- Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD & West CJ (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Biodiversity and Distributions* 6:93-107.
- Rosecchi E, Thomas F & Crivelli AJ (2001) Can life-history traits predict the fate of introduced species? A case study on two cyprinid fish in southern France. *Freshwater Biology*, 46, 845-853.
- Saintenoy-Simon J (2003) Les plantes exotiques naturalisées et les espèces envahissantes de Wallonie. *Parcs et Réserves* 58 : 23-39.
- San Martin G, 2003 - Etude de l'impact de l'urbanisation sur les populations de coccinelles à Bruxelles. Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de licencié en biologie (ULB).
- San Martin, G., Adriaens, T., Hautier, L. et N. Ottart. 2005. La coccinelle asiatique *Harmonia axyridis*. (2005). *Insectes. Les Cahiers de liaison de l'OPIE*, 136: 7-11.
- Sax DF & Gaines SD (2003) Species diversity : from global decreases to local increases. *Trends in Ecology and Evolution* 18 : 561-566.
- Schaffner, F., Van Bortel, W. et M. Coosemans. (2004). Scientific Note: First Record of *Aedes (Stegomyia) albopictus* in Belgium. *Journal of the American Mosquito Control Association*: Vol. 20, No. 2, pp. 201–203.
- Simberloff D and Van Holle B (1999). Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions* 1 : 21-32.
- Van Lenteren, JC, Babendreier, D, Bigler, F, Burgio, G, Hokkanen, HMT, Kuske, S, Loomans, AJM, Menzler-Hokkanen, I, Van Rijn, PCJ, Thomas, MB, Tommasini, MG, et QQ Zeng. (2003). Environmental risk assessment of exotic natural enemies used in inundative biological control. *BioControl* 48: 3–38,
- Vanderhoeven S, Dassonville N & Meerts P (2005) Increased Topsoil Mineral Nutrient Concentrations Under exotic invasive plants in Belgium. *Plant and Soil* 275: 169-179.
- Vankat JL & Roy DG (2002) Landscape invisibility by exotic species. In Gutzwiller KJ *Applying landscape Ecology in Biological Conservation*. Springer-Verlag, New-York. 171-191.
- Verloove F (2006) Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). In Branquart E, Baus E, Pieret N, Vanderhoeven S & Desmet P (eds) - SOS Invasions, Conference 09-10 March 2006, Brussels, Abstract book. 76 pp.
- Vilà M, Weber E, D'Antonio C (2000) Conservation Implications of Invasion by Plant Hybridization. *Biological Invasions* 2, 207-217.
- Vitousek PM & Walker LR (1989) Biological invasion by *Myrica faya* in Hawai'i : Plant demography, nitrogen fixation, ecosystem effects. *Ecological Monographs* 59: 247-265.
- Weber EF (1997) The alien flora of Europe : a taxonomic and biogeographic review. *Journal of Vegetation Science* 8: 565-572.
- Williamson M (1996) *Biological Invasions*. Chapman & Hall, London.
- With KA (2001) The Landscape Ecology of Invasive Spread. *Conservation Biology* 16: 1192-1203.
- Wittenberg, R. (ed.) (2005). *An inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland*. CABI Bioscience Switzerland Centre report to the Swiss Agency for Environment, Forests and Landscape. 417 pp.