



Analyse des risques d'invasion des plantes exotiques

Manuel pratique

Analyse
des risques
d'invasion
des plantes
exotiques

Manuel pratique

Edition :

Ministère régional de l'Environnement et de l'Aménagement du territoire. Gouvernement régional d'Andalousie.

Auteurs :

Juan García-de-Lomas, Elías D. Dana, Guillermo Ceballos, Fernando Ortega.

Remerciements :

À Susana Morán, Santiago Robles, Alfonso Nebra, Rubén González, Inés Tejero, Cristina Pintor, Cristina Cejudo, Jose María Valle, Mikel Zaragüeta, Susana Bueres et à tous les chercheurs et gestionnaires dont le dévouement contribue à améliorer les connaissances sur les invasions biologiques.

Ce travail a été réalisé à l'initiative de la Direction générale de la Gestion de l'environnement naturel.

Cette publication constitue un manuel sur l'évaluation des risques d'invasion des espèces végétales exotiques, développé à travers le Programme andalou pour le Contrôle des espèces exotiques envahissantes. Il s'agit d'un ouvrage à caractère préventif, visant à empêcher l'introduction de taxons exotiques envahissants, qui généreraient par la suite des coûts élevés pour la société et l'environnement, et des phénomènes souvent irréversibles. L'expérience acquise au cours d'une décennie de gestion des espèces exotiques a permis de sélectionner des critères objectifs et mesurables quant à celles qui présentent des risques d'invasion. Ces critères sont liés aux caractéristiques biologiques de l'espèce, à la pression de propagules et à l'ampleur des impacts qu'elle peut provoquer. Les questions à évaluer, au même titre que les réponses à chaque question, ont été élaborées dans l'idée de rechercher l'universalité taxonomique, permettant d'évaluer tous types de végétaux -algues, fougères, gymnospermes et angiospermes-, et l'universalité territoriale (applicable au-delà du milieu andalou). Le nombre relativement réduit de questions (19) ainsi que leur conception et leurs réponses cherchent à combiner la force et la rigueur dans la prédiction des espèces potentiellement envahissantes, ainsi que la simplicité et la concision pour l'utilisateur.

Photographies :

Référentiel du Ministère régional de l'Environnement et de l'Aménagement du territoire ; Juan García-de-Lomas.

Impression numérique.

Dépôt légal : SE 415-2014

1. Introduction	6
1.1 <i>Les invasions biologiques : un phénomène croissant nécessitant des stratégies préventives</i>	6
1.2 <i>Prédire les risques d'invasion : à la recherche de solutions simples pour s'attaquer à un problème complexe</i>	8
2. L'analyse des risques dans le cadre du Catalogue espagnol des espèces exotiques envahissantes	11
3. Difficultés, biais et solutions dans l'évaluation des risques d'invasion	12
3.1 <i>Absence d'un protocole commun au niveau international</i>	12
3.2 <i>L'absence d'information n'implique pas un faible niveau de risque d'invasion</i>	13
3.3 <i>Que faire en cas de doute ?</i>	15
3.4 <i>Choisir le format final</i>	16
4. Étapes dans la conception de l'outil d'analyse des risques d'invasion	18
4.1 <i>Etude de la bibliographie</i>	18
4.2 <i>Adaptation du schéma d'analyse de risque australien (Pheloung 1999) au cas andalou</i>	18
4.3 <i>Evaluation du degré de précision dans la réponse</i> <i>Détection des faiblesses</i>	19
4.4 <i>Conception des questions et des réponses</i>	20
4.5 <i>Étalonnage et validation du degré de fiabilité</i>	21
5. Outil d'analyse des risques d'invasion des plantes exotiques	22
5.1 <i>Système de notation et seuils de risque</i>	22
5.2 <i>Questions critiques</i>	24
5.3 <i>Étalonnage de l'outil</i>	24
5.4 <i>Questions clés</i>	27
5.5 <i>Étalonnage de l'outil</i>	37
6. Conclusions	39
7. Bibliographie	40
Annexe I. Liste des questions et réponses comprises dans l'outil d'analyse des risques d'invasion des plantes exotiques. Un modèle est ajouté à la fin pour recueillir les notations obtenues et définir le niveau de risque final	44

1. Introduction

1.1 Les invasions biologiques : un phénomène croissant

Les invasions biologiques sont un processus dynamique. Dans le contexte de la mondialisation, un échange de biens et de personnes se produit entre les régions, qui resteraient naturellement isolées par des frontières biogéographiques. Un échange d'organismes vivants est associé à ces transferts. Ceux-ci sont introduits dans de nouveaux territoires de manière intentionnelle (dans le cas des aliments, bois, plantes ornementales, bétail, animaux de compagnie etc.) ou accidentelle (organismes accompagnant des marchandises ou moyens de transport). La plupart des espèces introduites finissent par disparaître (Williamson, 1996). Cependant, certaines espèces sont capables de s'adapter au nouvel environnement et de s'y maintenir sans avoir besoin de soins externes (établissement ou naturalisation) et parfois, elles prolifèrent de manière démesurée constituant alors une invasion ou une peste végétale. Bien que les espèces envahissantes constituent seulement une faible proportion de toutes les espèces qui arrivent, leurs effets sur les systèmes naturels indigènes, l'économie ou la santé humaine sont considérables. Les coûts liés aux espèces exotiques sont estimés à 120 milliards de dollars aux États-Unis (Pimentel *et al.* 2005), 10 milliards d'euros (13 milliards de dollars) en Europe (Hulme *et al.* 2009 ; Vilà *et al.* 2009) et entre 13,5 et 35,5 milliards de dollars au Canada (Colautti *et al.* 2006). Ces évaluations sous-estiment probablement les véritables coûts engendrés par les espèces exotiques, car il est difficile d'évaluer les coûts des impacts à long terme sur les services de santé ou les systèmes de production (Costanza *et al.* 1997). De plus, il a souvent été accordé plus d'attention aux espèces présentant un comportement envahissant et dont les impacts sont plus tangibles. Ce processus croissant d'invasion entraîne l'homogénéisation des espèces dans le monde et a pris de telles proportions qu'il est considéré comme un élément supplémentaire du « Changement Global » (Vitousek *et al.* 1997), qui s'ajoute au réchauffement de la planète (Ramanathan 1988) et à l'assombrissement global (Stanhill et Cohen 2001 ; Travis *et al.* 2002).

L'Andalousie n'est pas une exception et reçoit, comme d'autres endroits de la planète, un incessant apport d'espèces exotiques. Sensible à ce problème grandissant, le Ministère de l'Environnement du Gouvernement régional d'Andalousie a lancé en 2004 le *Programme andalou pour le Contrôle des espèces exotiques envahissantes*. Ce programme régional, pionnier en Espagne, compte parmi ses objectifs la mise en place d'actions de différentes natures, comme les conseils envers l'administration dans la prise de décisions, la gestion des populations naturelles de faune et de flore (aquatiques et terrestres) et la sensibilisation de la société par le biais de la diffusion d'informations. Depuis sa mise en marche, le programme reçoit de nombreux signalements d'espèces exotiques sauvages de la part de presque tous les secteurs de la société. D'autre part, des demandes d'autorisation pour l'introduction et la production d'espèces exotiques à des fins commerciales sont effectuées auprès de l'administration. Le potentiel d'invasion n'est souvent pas connu, du fait que les espèces ne soient pas présentes sur le territoire, ou parce qu'il s'agit d'espèces chez qui le phénomène d'invasion est récent (Figure 1). Dans ces cas, on ne sait pas si elles pourraient établir des populations viables, se disperser ou provoquer des impacts. Par conséquent, avant d'envisager des mesures de gestion impliquant un investissement de la part de l'administration publique ou d'autoriser

l'introduction d'une espèce, il est nécessaire d'en analyser les risques d'invasion. Les outils d'analyse de risque constituent alors une procédure d'aide indispensable pour la prise de décisions consistant, par exemple, à autoriser ou à refuser l'introduction d'une nouvelle espèce exotique à des fins commerciales ou à envisager des actions de gestion de différentes natures (éviter leur introduction ou les détecter tôt, etc.).



Fig. 1. Jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*) détectée par des agents de l'environnement dans une lagune de la province de Malaga.

Dans le cas des espèces qui ne sont pas encore présentes sur le territoire, l'analyse du risque d'invasion a un caractère préventif. Elle vise à réduire (le risque zéro n'existe pas) l'entrée d'espèces envahissantes qui par la suite impliqueraient des coûts élevés pour la société et l'environnement. De plus, étant donné qu'en général les espèces envahissantes sont pratiquement impossibles à éradiquer une fois qu'elles se sont propagées, la prévention constitue l'une des meilleures stratégies de conservation. Dans tous les cas, l'analyse du risque d'invasion est un élément clé dans l'optimisation de l'investissement en termes de rapport coût / efficacité (Dana *et al.* 2013, 2014). On pourrait penser que l'analyse des risques d'invasion limite l'investissement ou le bénéfice, mais il a été démontré que les coûts engendrés par l'introduction d'une espèce à risque d'invasion élevé sont au moins 15 fois supérieurs au bénéfice qui serait perdu si une espèce à faible risque était interdite (Keller *et al.* 2007).

1.2 Prédire les risques d'invasion : à la recherche de solutions simples pour s'attaquer à un problème complexe

Analyser les risques d'invasion d'une espèce donnée consiste, en définitive, à prédire si cette nouvelle espèce deviendra ou non envahissante. Pour l'essentiel, il s'agit de trouver quelles variables, soit de la propre espèce, soit de l'environnement récepteur, sont liées d'une manière ou d'une autre au potentiel du succès de l'invasion. Ceci a sans aucun doute été l'un des sujets les plus brûlants (*hot topics*) de la recherche sur les invasions biologiques, en quelque sorte la « quête du Graal » des invasions. Ce sujet a fait couler beaucoup d'encre, de nombreux articles ayant été publiés dans les deux dernières décennies, parallèlement au grand essor de cette science. Cependant, la prédiction du potentiel d'invasion est une question à laquelle il est par nature difficile de répondre. La liste des organismes et des situations d'invasion est presque infinie, ce qui entrave notre capacité à prédire des résultats ou à identifier les mécanismes qui sous-tendent le succès ou l'échec d'invasion dans chaque cas concret.

En général, on considère que les invasions biologiques sont contexto-dépendantes (Williamson et Fitter 1996 ; Daehler 2003). Plusieurs facteurs entrent en jeu : les caractéristiques de l'espèce et celles de l'habitat récepteur, la communauté indigène et exotique présente sur le lieu d'introduction et les voies d'apport et de dispersion existantes dans chaque cas. Les invasions constituent alors des phénomènes hautement aléatoires et idiosyncrasiques, difficilement prévisibles (par exemple, Thompson *et al.* 1995 ; Gassó *et al.* 2009), ce pourquoi la conception d'outils fiables d'analyse des risques d'invasion est devenue un véritable défi.

De nombreuses hypothèses ont été émises concernant le succès d'invasion, mais aucune d'entre elles ne s'est avérée à elle seule universelle (Richardson et Pyšek 2006 ; Catford *et al.* 2009). Souvent, les variables qui ont été associées au potentiel d'invasion sont réfutées, des exceptions sont trouvées, ou elles deviennent des cas exceptionnels. Plusieurs hypothèses se chevauchent, se reflètent ou présentent une certaine similitude avec des hypothèses déjà présentées. Darwin déjà, dans *L'origine des espèces* (Darwin 1859) évoque le processus d'invasions biologiques et émet plusieurs hypothèses liées à la prédiction du succès d'invasion. D'un côté, les lieux les plus susceptibles d'être envahis présentent une faible richesse (par exemple, le cas des îles). D'un autre côté, il suggère que les espèces les moins apparentées à la flore indigène présenteraient un plus grand potentiel d'invasion que d'autres genres représentés dans la flore indigène. Cette hypothèse, connue comme l'*hypothèse de naturalisation de Darwin*, considère que deux espèces de genres différents sont plus différentes que deux espèces du même genre (ce qui n'est pas lié nécessairement à l'ampleur des impacts) (Cadotte 2011). Les idées de Darwin auraient donné lieu à l'*hypothèse de la niche vide*, selon laquelle les espèces exotiques coloniseraient à l'aide de ressources non exploitées efficacement par les espèces indigènes (Simberloff 1995 ; Wilcove *et al.* 1998). Dans ce cas, ce n'est pas seulement la diversité de la communauté résidente qui importe, mais la manière dont ses niches diffèrent d'un point de vue fonctionnel (Dukes 2001), y compris pour les modèles de variation spatio-temporelle des ressources (Stachowicz *et al.* 1999). L'*hypothèse de la niche vide* est liée à celle des *fenêtres d'invasion* de Johnstone (1986) ou *fenêtres d'opportunité* (Shee et Chesson 2001). Ces idées figurent également d'une certaine manière dans l'*hypothèse de la similitude limitante*, qui considère que les espèces envahissantes à succès

devraient être fonctionnellement différentes de celles présentes dans la communauté réceptrice (McArthur et Levins 1967 ; Emery 2007).

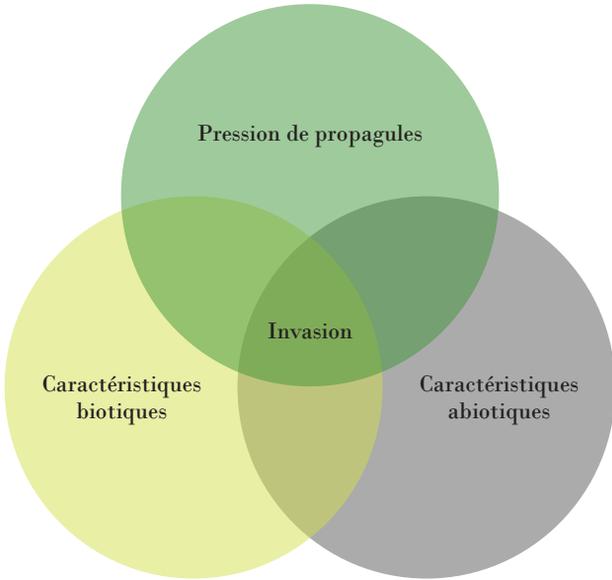
Parmi les autres facteurs liés à l'habitat récepteur qui peuvent jouer un rôle déterminant dans le succès d'invasion se trouvent la fréquence des perturbations et la présence de concurrents. D'une part, une augmentation de la fréquence des perturbations, par exemple en raison de l'altération anthropogénique, laisse des ressources disponibles pour les espèces opportunistes, tout en éliminant des espèces indigènes, réduisant ainsi la pression ou la concurrence qu'elles pourraient exercer sur les espèces exotiques introduites. De cette façon, les environnements les plus perturbés sont plus susceptibles d'être envahis, car la communauté réceptrice (altérée) y exerce une moindre résistance à l'invasion. La perturbation et la résistance de la communauté (par exemple à travers la concurrence) figurent à leur tour dans les *hypothèses de la disponibilité des ressources fluctuantes* (Davis *et al.* 2000) et de la *perturbation* (Sher et Hyatt 1999).

L'absence d'ennemis naturels a été considérée comme une autre variable importante dans le succès des plantes exotiques hors de leur aire de répartition naturelle. Cette idée, synthétisée dans l'*hypothèse de la mise en liberté de l'ennemi*, suggère qu'en l'absence de leurs ennemis naturels (par exemple les prédateurs et les parasites...), les plantes peuvent redistribuer les ressources dédiées aux mécanismes de défense à la croissance, afin d'évoluer pour croître davantage, produire plus de biomasse et générer une descendance plus viable que dans leur aire native (Blossey et Nötzold 1995 ; Blossey 2011). L'absence de prédation sur les plantes envahissantes a également été mise en relation avec l'existence de stratégies puissantes ou innovantes face aux herbivores, comme les substances allélopathiques ou piquantes/épineuses, leur permettant de fleurir et de se développer en l'absence de leurs ennemis naturels.

Pour l'essentiel, tous ces aspects peuvent être classés en trois groupes de variables qui déterminent le succès de l'invasion (Figure 2) :

- a. la pression de propagules : comprend le nombre de propagules qui se produisent à chaque introduction, la fréquence d'introduction (nombre d'événements), les utilisations de l'espèce, les modes de dispersion et les caractéristiques des propagules.
- b. les caractéristiques abiotiques de l'écosystème envahi : elles sont liées aux conditions et au régime de l'habitat récepteur, à la disponibilité des ressources, aux perturbations et leur fréquence et à la localisation géographique.
- c. les caractéristiques biotiques, liées aux propriétés des espèces envahissantes analysées, aux interactions avec la communauté réceptrice (ennemis, mutualisme, concurrents, commensalisme, cascades trophiques...) et le degré de nouveauté (évolution, phylogénie, groupe fonctionnel...).

L'invasion d'une espèce envahissante aura lieu si ces trois groupes de facteurs y sont favorables ou au moins complaisants. La propagation et l'intensité de l'invasion seront toutefois déterminées par l'adéquation de ces facteurs. Parallèlement, toutes ces variables fluctuent et changent dans le temps et l'espace, aussi bien si elles sont induites par l'action naturelle que si elles sont induites par l'homme et par la propre espèce envahissante, ce pourquoi la distribution et le taux d'invasion sont également dynamiques (Hastings, 1996).



*Fig. 2. Diagramme des groupes de variables déterminant le succès de l'invasion.
Basé sur Catford et al. (2009).*

2. L'analyse des risques dans le cadre du Catalogue espagnol des espèces exotiques envahissantes

L'importance de l'analyse des risques d'invasion est comprise dans le Décret Royal 630/2013, du 2 août, qui régleme le Catalogue espagnol des espèces exotiques envahissantes. L'article 2 définit l' « analyse des risques » comme « *l'évaluation scientifique et technique de la probabilité et des conséquences (des risques) de l'introduction et l'établissement d'une espèce exotique dans le milieu naturel ainsi que des mesures qui peuvent être appliquées pour réduire ou contrôler ces risques* ».

Le même Décret Royal établit la nécessité d'une analyse des risques pour les procédures suivantes :

- Justifier l'incorporation d'une nouvelle espèce dans le catalogue (art. 5).
- Demander une autorisation pour mettre en liberté pour la première fois une espèce allochtone non comprise dans le catalogue (art. 8). Le Décret Royal établit que cette analyse des risques sera à la charge du demandeur de la mise en liberté, qui devra joindre à sa demande l'analyse des risques afin qu'elle soit évaluée par l'autorité environnementale compétente. Cette analyse des risques sera également nécessaire pour l'importation d'organismes de lutte biologique exotiques (disposition supplémentaire huitième), bien que leur commercialisation sera ensuite régie par une réglementation spécifique.
- En tant qu'élément des stratégies de gestion, de contrôle et de possible éradication.

Selon l'article 8.3 de ce même Décret Royal, l'analyse des risques « *contiendra, au moins, des informations sur les probabilités de l'espèce de s'échapper ou d'être mise en liberté de manière accidentelle, de s'établir dans la nature, de devenir un organisme nuisible, de causer des dommages sur l'environnement ou de nuire à la biodiversité indigène ou aux ressources économiques associées au patrimoine naturel ainsi qu'une description des actions prévues dans le cas où elle s'échapperait ou serait mise en liberté de manière accidentelle, accompagnées d'une évaluation de la faisabilité et des techniques de contrôle, d'éradication et de confinement. L'analyse devra également préciser si le spécimen provient ou non d'un élevage en captivité, inclure, s'il en existe, les connaissances sur la problématique posée par l'espèce dans d'autres lieux et sur l'existence de moyens efficaces pour réduire les risques de l'espèce de s'échapper ou d'être mise en liberté de manière accidentelle* ». Ainsi, le contenu de l'analyse des risques proposée par le Décret Royal 630/2013 comprend des aspects communs à d'autres modèles d'analyse des risques, comme les mécanismes de dispersion et les impacts qui pourraient être provoqués. Mais, en revanche, elle exige des informations supplémentaires relatives à un plan de gestion au cas où l'espèce s'échapperait, chose qui n'est pas envisagée dans les autres protocoles et qui démontre une vocation clairement préventive.

3. Difficultés, biais et solutions dans l'évaluation des risques d'invasion

3.1 Absence d'un protocole commun au niveau international

Les schémas d'analyse de risque ont connu un développement significatif ces dernières années, compte tenu de l'intérêt croissant pour les invasions biologiques. Des protocoles d'analyse de risque ont été utilisés dans différents pays comme l'Australie et la Nouvelle-Zélande (Pheloung 1999 ; Murray 2002 ; Bomford 2008 ; Massam *et al.* 2010), Royaume-Uni (Copp *et al.* 2005 ; Booy *et al.* 2006 ; Baker *et al.* 2008 ; Tricarico *et al.* 2010), Allemagne (Essl *et al.* 2010), Belgique (Branquart 2007), Suisse (Weber *et al.* 2005), Norvège (Gederaas *et al.* 2007) ou Etats-Unis et Canada (Leung et Dudgeon 2008 ; CEC 2009). En général, ces outils se classent en deux catégories :

- a. Méthodes qualitatives de listes qui utilisent des critères formels pour placer une espèce sur une liste noire (impliquant des organismes envahissants) (par exemple, Allemagne et Suisse).
- b. Méthodes de notations (quantitatives) qui établissent un résultat en se basant sur plusieurs critères d'évaluation et qui attribuent un certain niveau de risque déterminé à l'espèce (par exemple, élevé, moyen, faible). Dans ce cas, les résultats obtenus peuvent être utilisés pour l'élaboration aussi bien de listes d'organismes potentiellement envahissants (listes noires) que de listes blanches, si on sélectionne de l'analyse uniquement les organismes à « faible risque ».

Le développement mis en œuvre par le Ministère régional de l'Environnement et de l'Aménagement du territoire, à travers le *Programme andalou pour le contrôle des espèces exotiques envahissantes*, constitue essentiellement un outil de type quantitatif, même s'il incorpore certains critères d'exclusion de type qualitatif. Il comprend par conséquent des aspects des deux types généraux de protocoles. Cet outil évalue notamment les critères liés aux caractéristiques biologiques de l'espèce en question et, d'autre part, les impacts qu'elle pourrait provoquer. En définitive, on évalue le risque qu'une espèce devienne envahissante dans un nouveau territoire, c'est-à-dire sa capacité d'étendre ses populations et de causer des effets négatifs (Andersen *et al.* 2004).

Les protocoles de risque d'invasion utilisés dans différents pays présentent une hétérogénéité en termes de composantes, catégories d'impact, données nécessaires, méthodes de notation, incertitudes, etc. (Verbrugge *et al.* 2010, 2012). Il n'existe pas de protocole international commun. Bien que les critères généraux qui sont évalués peuvent pour l'essentiel être similaires (fécondité, capacité de dispersion, capacité de modifier l'habitat ou de déplacer les espèces indigènes) au moment d'évaluer des aspects spécifiques de la biologie et des impacts, il est nécessaire d'évaluer séparément les différents groupes taxonomiques. Le nombre d'organismes qui ont procédé à une translocation en dehors de leurs aires de répartition naturelles est si important qu'il pourrait englober tous les êtres vivants de la planète. Il n'existe pas encore d'outils adaptés à la nature de chacun d'entre eux (par exemple,

micro-organismes, champignons, invertébrés terrestres, oiseaux, mammifères...). Ceci rend difficile une évaluation équitable des risques associés aux différents groupes taxonomiques, ce qui signifie que certains groupes ou leurs impacts peuvent passer inaperçus pour le gestionnaire et le public en général.

Le système d'évaluation des risques d'invasion par des mauvaises herbes de Pheloung (1999), l'un des systèmes pionniers conçus pour l'Australie, vise uniquement à évaluer les plantes. Ce n'est que depuis peu que l'éventail des organismes dont le risque d'invasion peut être évalué est plus étendu. Par exemple, il existe désormais des protocoles adaptés aux invertébrés d'eau douce (Tricarico *et al.* 2010), poissons d'eau douce, amphibiens et poissons et invertébrés marins (CEFAS 2010). Y compris en ce qui concerne les végétaux, même si l'élaboration des premiers outils remonte à plus longtemps, il est difficile d'universaliser les questions afin d'évaluer des organismes aussi différents que les algues, les ptéridophytes, gymnospermes et angiospermes.

Dans tous les cas, l'absence d'un guide commun donne lieu à des incohérences dans les résultats sur les risques d'invasion obtenus lorsqu'une même espèce est évaluée à l'aide de différents protocoles. Une comparaison des protocoles d'analyse des risques de plusieurs pays européens portant sur une même batterie d'espèces, réalisée par Verbrugge *et al.* (2010) a démontré que dans 64 % des cas une classification similaire des risques était obtenue. Toutefois, dans certains cas, comme celui du corbeau familial (*Corvus splendens*), originaire d'Asie, les différents protocoles utilisés donnent des résultats allant de « non envahissant » -pour le protocole d'évaluation de l'impact des espèces envahissantes sur l'environnement de Belgique (ISEA) (Branquart 2007 ; ISEA 2009)-, à « risque extrême » -pour le modèle d'évaluation des risques d'Australie et de Nouvelle-Zélande. Outre le fait qu'une espèce donnée puisse être classée envahissante dans un territoire et non dans un autre (ce qui est tout à fait possible), l'absence de critères homogènes peut générer des catégories de risque inégales entre pays voisins, ce qui en fin de compte créerait des « filtrations » pour certaines espèces.

3.2 *L'absence d'information n'implique pas un faible niveau de risque d'invasion*

Une difficulté essentielle au moment d'identifier le risque d'invasion réside dans la quantité d'informations disponibles sur les espèces que l'on souhaite évaluer. Il arrive souvent que ces espèces dont l'invasion est ancienne dans différentes parties du monde aient été l'objet de nombreuses études et publications qui permettent de répondre sans trop de difficultés aux questions de l'analyse des risques. Il s'agit généralement d'espèces envahissantes reconnues et qui figurent sur une liste noire d'un pays (Figure 3). En général, une évaluation de l'analyse des risques n'est pas nécessaire, simplement du fait que le risque d'invasion soit connu. Cependant, l'analyse des risques de ces espèces est souvent exigée par la législation en vigueur en matière de translocation des organismes vivants ou afin d'appuyer l'incorporation d'une nouvelle espèce sur la liste noire d'un pays (voir section 1.3). L'évaluation des espèces envahissantes reconnues s'avère également indispensable au moment d'évaluer la fiabilité de l'outil (contrôle positif) (voir section 4.5).



Fig. 3. *Pennisetum setaceum* est une plante exotique dotée d'un potentiel d'invasion reconnu dans diverses parties du monde.

Les espèces arrivées il y a peu sur un nouveau territoire ont quant à elles souvent fait l'objet d'un moindre intérêt et il existe peu de travaux spécifiques publiés sur leur potentiel d'invasion ou leurs effets négatifs sur la biodiversité, l'économie ou la santé publique. Dans ces cas, en supposant qu'une recherche bibliographique exhaustive ait été menée, l'absence d'information n'implique pas nécessairement un faible risque d'invasion. Cela peut simplement signifier que l'espèce n'a pas été étudiée. Par conséquent, pour répondre à une question comme par exemple : *A-t-elle tendance à devenir une espèce dominante ou à former des populations monospécifiques ?*, il y a lieu de faire la différence entre les informations qui confirment qu'elle ne présente pas ce comportement (on répondrait alors « non ») et le fait de ne pas trouver d'informations à ce sujet après une période établie (pour ne pas pérenniser l'évaluation), auquel cas on répondrait « on ne sait pas ».

Au moment de déterminer le risque d'invasion d'une espèce exotique, le manque d'informations représente une incertitude. Il y a différentes façons d'intégrer cette incertitude aux outils d'analyse de risque. Une solution consiste à incorporer au résultat de l'outil (en plus des catégories « risque élevé » - « faible risque ») une catégorie de type « risque inconnu », lorsque les questions dont les réponses inconnues dépassent un certain nombre. C'est le cas du protocole norvégien (Gederaas *et al.* 2007). Une autre option (cas de l'outil d'analyse de risque ici inclus) est d'inclure dans toutes les questions une réponse de type «

on ne sait pas », à laquelle on fait correspondre des points de risque donné qui s'ajoutent au résultat final de risque. La façon la plus conservatrice de noter l'absence d'information serait d'attribuer à chaque réponse « on ne sait pas » une note équivalente à la maximale. Une autre option consiste à attribuer à l'absence d'information une valeur intermédiaire entre le résultat le plus élevé de la question (qui obtient la réponse associée au plus haut risque d'invasion) et le minimum (qui obtient la réponse associée à un moindre risque d'invasion) et ensuite établir, par mesure de précaution, que l'absence totale d'information (c'est-à-dire ignorer toutes les réponses) donne comme résultat « risque élevé ».

3.3 Que faire en cas de doute ?

Comme il a été expliqué précédemment, les espèces envahissantes reconnues ont fait l'objet de nombreuses études et il n'est pas compliqué de confirmer leur risque *élevé* d'invasion. Cependant, confirmer qu'une espèce présente un *faible* risque d'invasion n'est pas toujours aussi facile. Les preuves empiriques les plus solides qu'une espèce exotique n'est pas envahissante dans un territoire donné sont souvent établies lorsque cette espèce a été introduite et utilisée dans ce territoire à des fins différentes il y a très longtemps et que malgré cela il n'existe pas de documents portant sur des cas d'invasion. Evidemment, ces preuves ne sont pas établies lorsqu'est évaluée une nouvelle espèce dans le territoire, ou dont l'invasion est récente (arrivée il y a peu), comme des espèces occasionnelles ou naturalisées récemment. Dans ces cas, tout simplement, peu de temps s'est écoulé depuis leur introduction, ou aucun mécanisme de facilitation qui pourrait éventuellement déclencher une invasion n'a eu lieu (Figure 4). Par conséquent, à moins qu'ait été démontré un comportement invasif dans une situation similaire à celle évaluée, il est difficile de trouver des preuves qui orientent clairement l'analyse vers un niveau de risque donné et, en conséquence, la notation finale se situe sur le seuil de risque élevé-faible. De cette façon, de petits changements dans certaines questions peuvent entraîner des résultats différents de risque.

Pour résoudre ce problème, certains outils font le choix d'établir une catégorie intermédiaire de risque de type « nécessite une évaluation, supplémentaire » bien que cela implique en fait de retourner à la situation de départ et ne pas s'avérer utile (c'est le cas par exemple de l'outil du Réseau d'information des espèces envahissantes de l'IABIN (I3N) (Zalba et Ziller 2008). Dans d'autres pays, on a choisi d'établir une catégorie intermédiaire entre risque élevé et faible (par exemple, « risque moyen / intermédiaire »), qui attribue aux espèces qui font l'objet de doutes ou d'incertitude une liste « grise » (par exemple, le cas de l'Allemagne-Autriche ; Essl *et al.* 2010) ou une liste « de surveillance » (par exemple, le cas de la Belgique ; Branquart, 2007). Dans ces cas, il est suggéré d'autoriser l'introduction dans des conditions de surveillance spécifique permettant de prendre des mesures au cas où l'espèce démontrerait un caractère invasif. L'inconvénient de cette option réside dans le fait que la détection d'un comportement invasif puisse se produire une fois que l'éradication s'avère déjà impossible à réaliser. Un autre problème est de déterminer la responsabilité du financement des interventions au cas où l'espèce s'échapperait ou procéderait à une invasion. A cela s'ajoutent les démarches bureaucratiques habituelles nécessaires pour mettre en place l'intervention (ampleur du problème, évaluation des alternatives, coordination

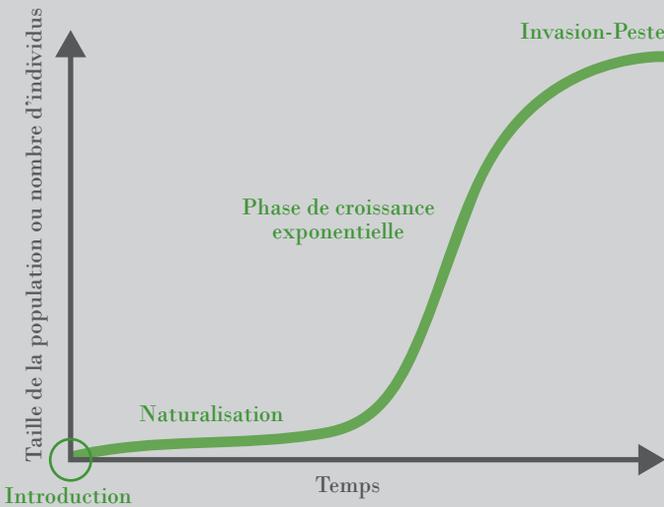


Fig. 4. Diagramme du processus d'invasion. Le délai de naturalisation peut être variable et ne pas révéler de signes d'invasion dans les premières phases.

avec les administrations / secteurs impliqués, choix des méthodes, appels à des services et des fournitures,...) impliquant un retard dans les travaux ayant une incidence négative sur les possibilités d'éradication. De cette façon, permettre l'introduction d'une espèce à risque intermédiaire n'est pas une option conservatrice et suppose d'assumer certains risques.

Dans tous les cas, il est indispensable que la conception des protocoles soit la plus objective et la plus concrète possible dans les questions et les réponses afin d'augmenter la fiabilité du résultat final et d'assurer en même temps l'homogénéité des réponses lorsque l'outil est utilisé par différentes personnes.

3.4 Choisir le format final

Enfin, le défi supplémentaire de tout protocole -quel que soit le personnel qui se charge de l'exécuter- est d'offrir une apparence agréable, un format d'utilisation plaisant et de permettre de réduire autant que possible les délais d'évaluation. Ces aspects entraîneront certainement une incidence positive sur son acceptation générale et permettront de développer son utilisation. Le potentiel des outils largement accessibles tels que Excel (par exemple, Zalba et Ziller 2008 ; CEFAS 2010) offre des solutions simples quant au calcul des

résultats pour un usage interne et personnel, mais ils nécessitent de protéger les fichiers afin d'exporter leur utilisation dans la société et d'éviter leur modification. Le graphisme final peut être amélioré presque autant que souhaité (ou autant que le permettent les ressources disponibles), par exemple, par le biais de la création d'applications web modernes ou de programmes exécutables édités dans différents langages de programmation (par exemple, Visual Basic, Java, etc.) qui permettent de plus d'accumuler les informations générées par les évaluations successives dans une base de données.

Le format choisi doit permettre de réaliser des ajustements dans le contenu (questions, réponses et notations) de manière simple et rapide afin de s'adapter à l'amélioration des connaissances. Un format adaptable permettra de tirer profit du travail réalisé à l'aide de la première version, en évitant de supprimer l'application antérieure et d'avoir à en élaborer une nouvelle depuis le début, avec les dépenses que cela représenterait en termes de temps et d'argent.

4. Étapes dans la conception de l'outil d'analyse des risques d'invasion

L'élaboration d'un outil de ce type peut certainement s'avérer complexe, bien que l'objectif essentiel d'identifier le caractère invasif d'une espèce exotique donnée puisse sembler relativement simple. En termes de contenu, l'outil doit (i) être actuel (inclure les avancées en la matière) ; (ii) utiliser des critères associés au potentiel d'invasion qui sont acceptés par la communauté scientifique internationale ; et (iii) être d'une fiabilité prouvée pour détecter des espèces présentant aussi bien un risque élevé qu'un risque faible d'invasion. Il est logique de penser qu'afin de remplir ces critères, l'outil nécessite des mises à jour et des améliorations au fil du temps, de la même manière que progressent nos connaissances sur les espèces envahissantes. D'un point de vue opérationnel, au-delà de ce qui a été décrit, il devrait être intuitif pour le technicien qui l'utilise, en ce qui concerne l'interprétation des questions et des réponses, offrir une utilisation simple ainsi qu'un format agréable, et nécessiter le moins de temps possible pour compléter l'évaluation d'une espèce concrète. S'appuyant sur ces bases, le processus d'élaboration de l'outil d'analyse de risque présenté ici a suivi les étapes qui sont détaillées ci-après.

4.1 *Etude de la bibliographie*

A ce stade primaire on a procédé à un examen des systèmes d'analyse de risques utilisés dans différents pays. Cet examen a montré qu'il existe une importante variété de protocoles d'évaluation. Pour l'essentiel, les protocoles comprennent tous des critères liés à la biologie de l'espèce et aux impacts générés. Cependant, le manque d'homogénéité dans la structure et la conception peut donner lieu à ce qu'une même espèce soit considérée à « risque élevé » ou à « faible risque » en fonction de l'outil utilisé. Les critères évalués par certains outils présentent également des biais, dérivés par exemple du fait que les questions écologiques, agronomiques et forestières aient souvent un poids plus important dans l'analyse du risque que les questions économiques ou celles liées à la santé publique. Le système d'évaluation des mauvaises herbes (*Weed Risk Assessment, WRA*) australien (Pheloung *et al.* 1999) présente de nombreuses questions spécifiques aux plantes terrestres, mais il est moins précis pour distinguer les espèces aquatiques envahissantes des non envahissantes (Gordon et Gantz 2011).

4.2 *Adaptation du schéma d'analyse de risque australien (Pheloung 1999) au cas andalou*

Le système WRA, protocole d'analyse de risque d'invasion de la flore exotique, réalisé pour l'Australie (Pheloung *et al.* 1999), a fait l'objet d'une attention particulière et a été adapté pour être appliqué dans plusieurs pays. Il fait preuve d'une grande précision sur un large éventail de régions géographiques (Daehler *et al.* 2004 ; Gordon *et al.* 2008a, 2008b, 2012). Pour cette raison, à un stade préliminaire du développement de l'outil, le système WRA australien a été adapté au territoire andalou. Des chercheurs de la Station biologique de Doñana-CSIC ont contribué à ces travaux, par le biais d'un accord de collaboration. Ce

protocole a également été appliqué à un large éventail d'espèces à l'échelle nationale. Il a permis d'obtenir des listes d'espèces de plantes introduites et non encore présentes sur le territoire, classées selon leur risque potentiel d'invasion (Andreu et Vilà 2010 ; Gassó *et al.* 2010). Toutefois, lors de l'utilisation de cet outil, un certain nombre de faiblesses potentielles ont été détectées, ce qui a abouti à la conception d'un outil alternatif, tel qu'il est décrit ci-après.

4.3 *Evaluation du degré de précision dans la réponse Détection des faiblesses*

Dans une première phase, on a mesuré précisément le degré de convergence dans la réponse concernant une même espèce exotique. Le travail a été exécuté par plusieurs techniciens ayant une formation similaire et de vastes connaissances en matière d'espèces envahissantes. Les techniciens ont observé que les réponses concernant les espèces envahissantes reconnues présentaient un degré élevé de cohérence. Cependant, ce n'est pas ce qui a été constaté pour les espèces dont le potentiel d'invasion est moins connu, ce qui a révélé un manque de fiabilité. Cela a conduit, dans un premier temps, à détecter les questions susceptibles de plus grande variabilité, et à évaluer les raisons inhérentes à cette variabilité.

La typologie de certaines questions et réponses possibles (de type « élevé », « moyen », « faible ») du système d'analyse de risque de Pheloung *et al.* (1999) et d'autres comme l'outil d'analyse du risque d'établissement et d'invasion de l'I3N (Zalba et Ziller 2008) engendraient parfois différentes interprétations (provenant par exemple du fait de ne pas savoir exactement ce qui est entendu par élevé/faible) qui affaiblissaient la fiabilité et la reproductibilité de ce type de formulations. Ce manque de précision pourrait également être le résultat de différences dans les connaissances personnelles ou les différentes sources d'informations consultées pour répondre à chaque question concrète. Pour cette raison, et afin de renforcer l'exactitude des réponses, il a été décidé que le nouvel outil devrait inclure la source d'information consultée –de même que l'outil d'analyse de risque d'établissement et d'invasion de l'I3N (Zalba et Ziller 2008)-. En outre, pour être en mesure d'évaluer la qualité des informations, on a décidé qu'il fallait ajouter à la référence bibliographique le type d'information consulté (revue internationale d'impact ; chapitre de livre, rapports d'organismes internationaux, site Web...). De cette façon, la validité de la réponse à chaque question pourra toujours être contrastée en consultant la source d'information utilisée pour y répondre. De plus, les raisons de la disparité de réponse entre les techniciens pourront être plus facilement détectées et une évaluation des risques d'une espèce particulière ayant fait l'objet de nouvelles études pourra être mise à jour rapidement.

4.4 Conception des questions et des réponses

Il s'agit d'une étape très interactive et dynamique, qui consiste à sélectionner des critères liés au potentiel d'invasion (voir par exemple, Kolar et Lodge 2001 ; Catford *et al.* 2009). Au cours de ce processus, il est nécessaire de séparer les idées sur différents sujets, soit intégrer les questions connexes ou redondantes. Pour l'essentiel, on cherche à se limiter aux questions strictement nécessaires, afin de raccourcir le temps d'utilisation de l'outil. Il s'agit probablement de la phase la plus difficile, car chaque question, en particulier à mesure que des cas concrets commencent à être évalués, entraîne un débat et une discussion sur la manière la plus appropriée de la formuler. Il faut que le texte soit compréhensible et sans équivoque, qu'il permette de distinguer espèces envahissantes et non envahissantes et que la question soit applicable à tout groupe taxonomique parmi les végétaux. Il faut également vérifier qu'il existe des informations bibliographiques permettant de répondre à chaque question.

Au cours de cette étape, on a essayé de dépasser certaines limites que présentaient, selon nous, d'autres outils publiés dans différents pays. D'autre part, les questions (critères) devaient atteindre les objectifs suivants :

- Être clairement liées au potentiel d'invasion. Tel qu'il a été commenté dans la section 1.2, il s'agit de l'un des aspects les plus problématiques. Dans certains lieux, et pour certains groupes taxonomiques, des rapports significatifs sont détectés entre quelques fonctionnalités (mode de dispersion, passé en termes d'invasion, mode reproducteur...) et potentiel d'invasion, alors que ce n'est pas le cas dans d'autres situations. Dans tous les cas, l'outil comprend des aspects généraux liés au succès d'invasion et qui sont également associés à la complexité de la gestion si l'espèce devait provoquer une invasion (par exemple, une algue ou une plante aquatique obtient un résultat supérieur à un arbre terrestre en raison des difficultés inhérentes au travail dans le milieu aquatique).
- Ne pas se répéter (afin d'éviter les redondances).
- Être compréhensibles pour la personne qui effectue l'évaluation et ne pas générer de mauvaises interprétations.
- Permettre une réponse objective concrète, loin des subjectivités. Pour ce faire, des critères objectifs mesurables et concrets ont été utilisés, en évitant par exemple les réponses du type « élevé-moyen-faible » ou « beaucoup-peu-pas du tout », qui sont susceptibles d'être interprétées de différentes manières (ce qui est « élevé » pour certains peut s'avérer « moyen » ou « faible » pour d'autres). La source bibliographique utilisée pour répondre à chaque question doit également être indiquée, afin de garantir la fiabilité de la réponse, de permettre une vérification ultérieure, et de rendre durable l'effort dédié à l'évaluation.
- Être universelles, d'un point de vue territorial : les questions et les réponses ont été adaptées pour que l'outil soit applicable à tout territoire (les allusions explicites à l'Andalousie ont été éliminées).

4.5 *Étalonnage et validation du degré de fiabilité*

Il s'agit d'une étape-clé dans la conception de l'outil d'analyse de risque. Elle permet notamment d'évaluer la capacité générale de l'outil à distinguer les espèces exotiques au risque d'invasion élevé de celles présentant un risque faible.

Les tâches suivantes ont été nécessaires à cette étape :

- Évaluer un nombre suffisamment élevé d'espèces exotiques.
- Mesurer les temps nécessaires pour l'évaluation d'une espèce et chercher des moyens d'améliorer la simplicité et la rapidité de l'utilisation de l'outil.
- Inspecter le degré de cohérence (fiabilité) du résultat final d'une série d'espèces sélectionnées du fait que l'évaluation ait été effectuée par des techniciens ayant une expérience différente.
- Discerner les causes de la contradiction dans la réponse des différents techniciens.
- Améliorer la sélection et la rédaction des critères évalués :
 - Intégrer des questions liées. Éliminer les critères redondants de l'outil.
 - Éliminer les questions auxquelles il est difficile de répondre, pour lesquelles on ne dispose pas d'informations pour la majorité des espèces ou dont les informations sont extrêmement difficiles à trouver.
- Réviser et corriger l'évaluation des espèces au cas où des critères auraient été modifiés lors des étapes précédentes.
- Considérer ou non l'inclusion de mauvaises herbes qui affectent principalement des milieux altérés ou agricoles.
- Rechercher, appliquer et comparer différentes méthodes d'étalonnage.
- Appliquer la méthode de validation.
- Évaluer la fiabilité de l'outil et en détecter les faiblesses.

5. Outil d'analyse des risques d'invasion des plantes exotiques

La liste des questions et réponses contenues dans l'outil d'analyse des risques d'invasion des plantes exotiques est présentée ci-après. Tout d'abord est expliqué le système de notation utilisé pour définir les catégories de risque. Ensuite, le fondement de chaque question est présenté en détails. Enfin, en annexe (annexe 1), se trouve la liste complète des questions et réponses afin de faciliter la réalisation des tests ou évaluations.

Les questions relèvent des caractéristiques invasives, de la pression de propagules, des impacts attendus et de la complexité de la gestion (éradication, contrôle...). Certaines questions sont liées à plus d'un bloc (par exemple, la capacité à fixer l'azote est associée aux caractéristiques de l'espèce, mais aussi aux impacts attendus et à la difficulté de la gestion). Étant donné que les impacts se concentrent sur la biodiversité, deux alertes finales liées aux répercussions sur la socio-économie et sur la santé publique ont été ajoutées, afin qu'elles puissent être envoyées à l'administration compétente au cas où ce type d'impacts serait détecté.

5.1 Système de notation et seuils de risque

A chaque question correspondent généralement entre 0 et 5 points. Exceptionnellement, à quelques réponses a été attribuée une note négative (questions 3 et 10 par exemple), afin de pouvoir soustraire des points dans les cas qui sont clairement associés à un faible risque d'invasion (par exemple, si après une utilisation prolongée dans le temps aucun cas d'invasion n'a été détecté ; ou si la plante est stérile). Avec ce système de notation, le total final varie entre [- 14 ; 63 points], tandis que le système australien WRA présente un intervalle de [- 14 ; 29] (Pheloung *et al.* 1999) et celui de l'I3N de [- 28 ; 280] (Zalba et Ziller 2008). La plus grande amplitude de ce dernier intervalle provient du fait que la plupart des questions obtiennent un score entre 0 et 10 points ; au lieu de 0-2 dans le système WRA australien (Pheloung *et al.* 1999) ou 0-3 dans notre cas (les résultats de chaque réponse atteignent 5 points lorsque la liste de réponses possibles l'indique -plus de 4 options-).

Pheloung *et al.* (1999) établissent le seuil de « risque faible » à 0 points et le seuil de « risque élevé » à partir de 6, tandis que les plantes dont le résultat se situe entre 0 et 6 nécessitent une évaluation supplémentaire. En revanche, Zalba et Ziller (2008) suggèrent de définir des seuils de risque élevé / faible variables selon chaque territoire, sur la base de preuves préalables des espèces reconnues comme envahissantes et non envahissantes. Pour l'Argentine, Zalba et Ziller (2008) établissent le seuil de risque faible à 3 et celui de risque élevé à partir de 5. Dans notre cas, pour déterminer les seuils de risque élevé / faible de manière plus intuitive, le total final [- 14 ; 63] a été transformé à un intervalle [0 ; 100], conformément à l'équation 1. Le seuil a été établi en prenant en considération :

- a. L'évaluation des 60 espèces (y compris des algues, fougères, gymnospermes et angiospermes) envahissantes / non envahissantes / faisant l'objet de doutes

- b. Le résultat obtenu si l'on répond « on ne sait pas » à toutes les questions (55 points transformés).
- c. L'activité responsable de l'introduction, qui ajoute un maximum de 3 points supplémentaires au total final transformé (tableau 1).

Pour cette raison, le seuil a été établi à 54 points. En dessous de ce seuil, l'espèce présente un « faible risque d'invasion ». Au-dessus, elle fait l'objet d'un « risque élevé ».

$$(1) \frac{(\text{Total} - \text{valeur minimum}) \times (\text{nouveau maximum} - \text{nouveau minimum})}{(\text{valeur maximum} - \text{valeur minimum}) + \text{nouveau minimum}}$$

Tableau 1. Points supplémentaires attribués à l'activité responsable de l'introduction.

Plantes ornementales (aquatiques ; de jardin méditerranéen sans grands besoins en eau)	3
Espèces en général de petite taille (< 10 cm) qui peuvent être transportées dans l'eau de ballast ou ses sédiments, accrochées à des véhicules de transport (coques de bateaux, ancres, roues...) ou situées entre les marchandises	3
Espèces à usage agricole ou liées à cette activité	2
Élevage et commerce de plantes ou d'animaux pour aquariums, terrariums, animaux domestiques, etc.	2
Plantes ornementales (jardins tropicaux présentant des besoins en eau plus importants)	2
Commerce électronique	2
Espèces à usage forestier ou liées à cette activité	1
Espèces pour zoos, aquariums, jardins botaniques, centres de recherche et autres lieux d'élevage en captivité	1
Espèces végétales utilisées dans le système d'épuration	1
Commerce illégal d'espèces	1
Contrôle biologique	0
Réintroduction d'espèces disparues à l'aide de variétés autres que l'indigène	0
Transportées accidentellement par des touristes internationaux	0
Origine incertaine	0

A chaque question a été attribuée une catégorie d'importance : « critique » (2 questions), « clé » (5 questions) ou « secondaires » (12 questions), de manière à ce que le risque ÉLEVÉ soit attribué à une plante qui présente un ou plusieurs critères énoncés dans le tableau 1.

Pour réduire le temps pour l'évaluation d'une espèce donnée, l'ordre des questions a été adapté au système de notation, plutôt que de présenter celles-ci par blocs d'éléments liés (pression de propagules, caractéristiques envahissantes, impacts).

Tableau 1. Système de notation de l'outil d'analyse de risque.

Dans quels cas une plante présente-t-elle un risque élevé ?

- a) Si elle reçoit la note maximale à l'une des 2 questions « critiques ».
- b) Si elle reçoit la note maximale à plus de 3 questions « clés ».
- c) Si l'on a répondu « on ne sait pas » à toutes les questions.
- d) Si elle ne répond pas aux trois critères mentionnés ci-dessus, mais si en additionnant tous les résultats, le total transformé (0-100) est supérieur à 54 points.

5.2 Questions critiques

La présentation des questions débute par le caractère « critique ». En raison de l'ampleur de l'impact considéré, il est établi que si l'une des espèces reçoit la note maximale, l'impact sur la biodiversité indigène est extrême et irréversible (par exemple, il n'est pas possible de déshybrider les individus croisés, et les organismes nuisibles, parasites ou pathogènes pourront très difficilement être éradiqués une fois introduits), l'outil donne directement comme résultat « risque élevé » et l'analyse est terminée. Cependant, si l'on répond « on ne sait pas », l'incertitude liée à ces questions donne lieu à un signal d'alerte qui accompagnera le résultat final.

1	L'espèce est-elle hôte d'organismes nuisibles, de parasites ou est-elle vecteur de parasites et de pathogènes pour les espèces sauvages autochtones ?	Notation / Résultat
a.	Oui	Risque élevé
b	Non	l'évaluation
c	On ne sait pas	Alerte

2	Peut-elle se croiser avec une espèce autochtone ?	Notation / Résultat
a	Oui	Risque élevé
b	Non, bien que le genre de l'espèce exotique soit présent dans la flore indigène.	Alerte
c	Non, le genre de l'espèce exotique n'est pas présent dans la flore indigène.	Poursuivre l'évaluation
d	On ne sait pas	Alerte

5.3 Questions clés

La première question clé évalue si l'espèce en question est reconnue comme envahissante dans une autre région du monde. A défaut de réponse, il faut se demander si c'est le cas pour une autre de ses congénères, puisque parfois les espèces d'un même genre ou y compris de

la famille ont des caractéristiques semblables, ce qui conditionne leur potentiel d'invasion (Scott et Panetta, 1993 ; Pysek 1998). La même question donne lieu à un résultat relativement moins important dans le cas des espèces exotiques non reconnues qui, cependant, sont déjà présentes sur le territoire évalué, même si elles se trouvent naturalisées. La condition d' « introduite », « établie-naturalisée » ou « envahissante- peste végétale » (Richardson *et al.* 2000 ; Catford *et al.* 2009), peut relever seulement d'une question de temps écoulé depuis l'introduction (l'espèce pouvant se trouver dans une phase latente du processus d'invasion) (Richardson *et al.* 1990 ; Scott et Panetta 1993 ; Reichard et Hamilton 1997). Enfin, un résultat négatif est attribué (on soustrait des points du « risque ») aux cas qui, malgré leur long passé en termes d'invasion, et une pression de propagules élevée, n'ont démontré aucun caractère invasif. À notre avis, cette question est l'une des preuves les plus importantes permettant d'attribuer à une espèce exotique un « faible risque ». On espère qu'elle favorisera l'emploi d'espèces exotiques déjà utilisées depuis un certain temps et qui ne présentent pas de comportement envahissant. Malheureusement, ces cas sont très limités, car en général les espèces sont évaluées lorsqu'elles n'ont pas encore été introduites dans le territoire.

3	Y a-t-il des références bibliographiques rapportant cette espèce comme envahissante, naturalisée ou occasionnelle ?	Notation
a	Oui, la référence indique clairement qu'elle est envahissante dans une région du monde.	5
b	Il existe des variétés / sous-espèces envahissantes, ou d'autres espèces du même genre le sont dans une autre région du monde.	3
c	Les références suggèrent que l'espèce est naturalisée, occasionnelle ou spontanée dans la région d'étude.	2
d	Malgré le fait qu'elle ait été introduite dans la région d'étude (ou dans des Etats limitrophes) il y a plus de 100 ans, elle n'a pas été trouvée dans le milieu naturel, ou l'on a seulement connaissance de références occasionnelles, spontanées ou provenant d'anciennes plantations (qui ne se sont pas propagées).	-10
e	On ne sait pas	2,5

Selon Raunkjær (1934), il existe un certain débat sur le pouvoir de prédiction de la forme de vie ou du type fonctionnel dans le succès d'invasion d'une plante exotique. Certaines études suggèrent en effet que cette caractéristique est liée au caractère invasif (Roy 1990 ; Lodge, 1993 ; Daehler 1998), surtout si ce type fonctionnel n'est pas représenté dans la flore locale (Darwin 1859 ; McArthur et Levins 1967 ; Emery 2007), tandis que d'autres n'ont pas trouvé ce lien (Goodwin *et al.* 1999). Selon Daheler (1998), les plantes aquatiques ou semi-aquatiques, les herbes, les fixateurs d'azote, les plantes grimpantes et les arbres clonaux constituent les plantes présentant le risque le plus élevé de devenir envahissantes dans le milieu naturel. Indépendamment du fait qu'il existe un lien totalement accepté entre la forme de vie et le potentiel d'invasion, du point de vue de la gestion il est beaucoup plus

complexe d'éliminer les espèces aquatiques ou les herbes que les arbres (phanérophytes) pour différentes raisons : la détectabilité (plus faible chez les espèces de petite taille), l'accessibilité (critique dans le milieu aquatique submergé), l'efficacité dans le contrôle, le cycle phénologique (par exemple, les plantes annuelles présentent une plus grande vitesse du cycle reproducteur), etc. Par conséquent, dans cette question il faut indiquer la forme de vie, entendant qu'on peut y répondre pour tous les cas évalués sans exception, ce pourquoi la proposition « on ne sait pas » n'a pas été ajoutée.

4	Indiquer à quel type fonctionnel appartient l'espèce	Notation
a	Aquatiques, thérophytes (plantes annuelles et bisannuelles), géophytes (par exemple, bulbeuses, roseaux) ou hémicryptophytes herbacées (par exemple, graminées pérennes).	5
b	Chamaéphytes suffrutescents ou plantes grimpanes.	3
c	Phanérophytes	0

Du point de vue des impacts possibles générés par l'espèce, le fait que l'espèce ait la possibilité de modifier la fréquence naturelle de perturbations, en modifiant sévèrement le milieu, constitue un élément clé. Cette capacité peut favoriser l'incorporation d'autres espèces envahissantes, en générant des chaînes d'invasions et de graves difficultés pour restaurer les conditions préalables à l'invasion.

5	L'espèce altère-t-elle la fréquence naturelle des perturbations (par exemple, en fixant des sables mouvants, en favorisant les incendies, en modifiant les flux, en rendant les lits des rivières plus étroits...) dans les zones envahies ?	Notation
a	Oui	3
b	Non	0
c	On ne sait pas	1,5

Les questions liées aux répercussions sur d'autres sphères de la société (santé publique et socio-économie) font également partie des questions clés. Bien que ce protocole se concentre sur l'évaluation des risques et des impacts sur l'environnement naturel (conservation des processus écologiques, espèces, habitats et écosystèmes indigènes), la découverte d'incidences sur l'un de ces deux macro-éléments est assez importante pour donner lieu à un signal d'alerte et être considérée comme une question *clé*.

6	L'espèce peut-elle provoquer des problèmes de santé publique ?	Notation / Résultat
a.	Oui	Alerte
b	Non	
c	On ne sait pas	Alerte

7	L'espèce peut-elle causer des dommages socio-économiques ?	Notation / Résultat
a.	Oui	Alerte
b	Non	
c	On ne sait pas	Alerte

5.4 Questions secondaires

Les processus de réchauffement global et de changement climatique encouragent la publication d'un nombre croissant de travaux évaluant la niche écologique ou l'adéquation de l'habitat, aussi bien pour les conditions environnementales du présent que pour établir des scénarios pour l'avenir (Gassó et al. 2012). Par conséquent, il a été jugé pertinent d'inclure une question de ce type afin de promouvoir une gestion plus proactive des invasions biologiques et d'anticiper les situations qui pourraient se produire.

8	S'agit-il d'une espèce potentiellement envahissante selon les modèles de niche écologique et de changement climatique applicables à la région d'étude ? (la résolution spatiale du modèle doit être d'au moins 1 km)	Notation
a	Oui	3
b	Non	0
c	On ne sait pas	1,5

L'existence de substances chimiques de défense dans la plante, qui inhibent la croissance des autres plantes (allélopathie) a été considérée comme un avantage concurrentiel important pouvant déterminer le succès d'invasion (par exemple, Hierro et Callaway 2003). L'acacia (*Acacia* spp), l'ailante (*Ailanthus altissima*) ou l'eucalyptus (*Eucalyptus* spp) sont des exemples d'espèces dans lesquelles ont été trouvées d'abondantes substances allélopathiques qui inhibent la croissance d'autres espèces dans les alentours (Carballeira et Reigosa 1999 ; Forrester *et al.* 2006 ; Zhang et Fu 2009) (Figure 5).

9	Est-elle allélopathique ?	Notation
a	Oui	3
b	Non	0
c	On ne sait pas	1,5



Fig. 5. (a) Etendue de sable côtière envahi par l'*Acacia saligna*, originaire d'Australie, où l'on peut apprécier l'accumulation de feuilles mortes riches en substances allélopathiques. (b) *Ailante* (*Ailanthus altissima*), espèce native d'Asie, dans laquelle ont été trouvées des substances allélopathiques.

Les formes de reproduction peuvent avoir une grande influence sur la capacité d'invasion. On considère que les espèces ayant plus d'options de reproduction (sexuée et végétative) présentent un risque plus élevé que celles qui ne disposent que d'un mécanisme reproducteur. Certains travaux montrent que la capacité de multiplication végétative augmente le caractère envahissant de l'espèce (Richardson *et al.* 1990 ; Reichard et Hamilton 1997), comme c'est le cas en général des algues et des plantes aquatiques (*Eichhronia crassipes*), qui peuvent générer un nouvel individu à partir d'un fragment. On considère également que les espèces autocompatibles ou apomictiques (par exemple : *Pennisetum setaceum*) comportent un risque d'invasion assez important (Rambuda et Johnson 2004), tandis que les espèces ayant besoin de pollinisateurs spécifiques (par exemple, les orchidées avec certains insectes, la plante tropicale *Heliconia* avec le bec-en-faucille aigle) présentent a priori un risque plus faible que les autres. Si l'espèce est dioïque on soustrait des points de risque, entendant que seuls des individus d'un même sexe pourraient être commercialisés. On a fait le choix de ne pas inclure les informations liées au pourcentage de propagules viables ou aux taux de germination, même s'ils jouent un rôle fondamental dans le succès de la reproduction, car il est rare de trouver des informations à ce sujet.

Les formes de reproduction peuvent avoir une grande influence sur la capacité d'invasion. On considère que les espèces ayant plus d'options de reproduction (sexuée et végétative) présentent un risque plus élevé que celles qui ne disposent que d'un mécanisme reproducteur. Certains travaux montrent que la capacité de multiplication végétative augmente le caractère envahissant de l'espèce (Richardson *et al.* 1990 ; Reichard et Hamilton 1997), comme c'est le cas en général des algues et des plantes aquatiques (*Eichhornia crassipes*), qui peuvent générer un nouvel individu à partir d'un fragment. On considère également que les espèces autocompatibles ou apomictiques (par exemple : *Pennisetum setaceum*) comportent un risque d'invasion assez important (Rambuda et Johnson 2004), tandis que les espèces ayant besoin de pollinisateurs spécifiques (par exemple, les orchidées avec certains insectes, la plante tropicale *Heliconia* avec le bec-en-faucille aigle) présentent a priori un risque plus faible que les autres. Si l'espèce est dioïque on soustrait des points de risque, entendant que seuls des individus d'un même sexe pourraient être commercialisés. On a fait le choix de ne pas inclure les informations liées au pourcentage de propagules viables ou aux taux de germination, même s'ils jouent un rôle fondamental dans le succès de la reproduction, car il est rare de trouver des informations à ce sujet.

10	Quel type de reproduction présente-t-elle ?	Notation
a	Sexuée (graines viables) / spores et multiplication végétative (bulbes, fragments de la plante, nouvelle pousse ou racine)	3
b	Elle est autocompatible ou apomictique (reproduction asexuée par graines)	2
c	Uniquement sexuée / spores ou multiplication végétative seulement	1
d	Pollinisateurs spécifiques	0
e	L'espèce est dioïque (dotée de sexes séparés), de manière à ce que seuls les individus d'un même sexe puissent être commercialisés pour éviter leur reproduction.	-1
f	L'espèce est stérile et nécessite des traitements artificiels pour sa propagation	-3
g	On ne sait pas	1,5

Du point de vue de la gestion, les espèces les plus précoces à se reproduire pour la première fois exigeront une surveillance et des évaluations plus fréquentes que celles à la reproduction tardive. Par conséquent, les espèces à la reproduction précoce sont plus difficiles à contrôler et pour cette raison elles présentent un plus grand risque d'invasion. Ce serait le cas, par exemple, d'algues, de plantes aquatiques à multiplication végétative comme les *Pistia stratiotes* ou les *Eichhornia crassipes* (Figure 6) ou d'angiospermes comme les *Oenothera drummondii* (Figure 7) ou les *Galenia pubescens* (García-de-Lomas *et al.* 2010). À l'opposé se situeraient des arbres qui fleurissent / fructifient pour la première fois depuis plusieurs années. Par exemple, l'araucaria du Chili (*Araucaria araucana*) connaît sa première fructification à partir de 25 ans (il y a des cas précoces qui fructifient pour la première fois à

15 ans), bien que celle-ci ne devienne pas abondante avant 40 ans (Donoso 1993 ; Rodriguez *et al.* 1983). Par conséquent, la propagation de cette espèce serait beaucoup plus lente que celle d'autres espèces ayant un âge de première reproduction plus précoce.

11	Combien de temps a-t-elle besoin pour fleurir / fructifier / sporuler / se reproduire pour la première fois ?	Notation
a	< 1 an (inclure dans cette section les espèces annuelles)	3
b	Entre 1 et 5 ans	2
c	Entre 5 et 10 ans	1
d	Plus de 10 ans	-3
e	On ne sait pas	1,5



Fig. 6. De petits fragments de jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*) peuvent générer de nouveaux individus par le biais de la croissance végétative.



Fig. 7. Floraison précoce de l'œnothère de Drummond (*Oenothera drummondii*). Pour les espèces de ce genre, on choisira la réponse « a » à la question 11.

Un autre aspect lié aussi bien aux caractéristiques de l'espèce envahissante qu'à la pression de propagules est la taille de leurs formes de reproduction. Les graines les plus petites sont plus facilement dispersées par des agents externes comme le vent ou les véhicules, mais elles tendent aussi à polluer plus facilement des agrégats ou autres matériaux (Figure 8). Ce paramètre affecte également la complexité de gestion. Dans le cas d'actions de contrôle de la population, les espèces présentant des graines plus grosses pourront éventuellement faire l'objet de mesures visant à réduire la banque de graines du sol (par exemple, par le tamisage, la récolte manuelle, etc.), quelque chose d'irréalisable avec des espèces aux petites graines (Figure 9).

12	De quelle taille sont les graines / spores / formes de multiplication végétatives ? Dans les cas de fruits indéhiscents, indiquer la taille du fruit ou de l'« unité dispersable »	Notation
a	< 5 mm	5
b	0,5-1 cm	3
c	1-5 cm	2
d	>5 cm	1
e	On ne sait pas	2,5

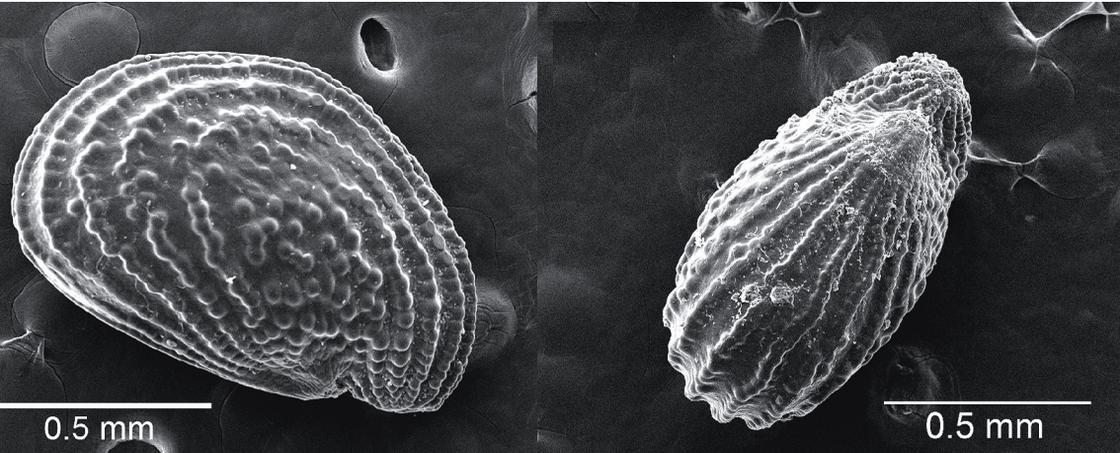


Fig. 8. Exemple de graines de la plante envahissante sud-africaine *Galia pubescens*, d'une longueur d'à peine 1 mm.



Fig. 9. Graines d'*Acacia saligna*, de 4 mm de longueur, qui sont restées après l'élimination des pieds adultes et du retrait des feuilles mortes. Si on les laisse dans le sol, elles germent, et dans certains cas de manière massive.

Du point de vue de la gestion, les espèces ayant des graines à forte longévité (par exemple, graines orthodoxes comme celles des légumineuses, graminées...) nécessiteront plus d'évaluations et présentent un risque plus fort de ré-invasion que d'autres ayant des graines à faible longévité (graines récalcitrantes comme chez les *Populus* spp, *Acer* spp, *Quercus* spp,...), pour lesquelles la banque de graines du sol peut être épuisée en peu de temps. Pour cette raison, les espèces aux propagules à plus forte longévité reçoivent une notation de risque plus élevée que les espèces aux propagules éphémères.

13	Pendant combien de temps les propagules (graines ou formes de multiplication végétatives) sont-ils viables ?	Notation
a	Plus de 10 ans	5
b	Entre 5 et 10 ans	3
c	Entre 2 et 5 ans	2
d	Moins de 2 ans	1
e	On ne sait pas	2,5

Le type de dispersion a été classiquement suggéré comme un facteur déterminant dans le succès d'invasion (Vermeij 1996 ; Richardson *et al.* 2000 ; Kolar et Lodge, 2001). Dans de nombreuses analyses régionales, la dispersion par le vent a été considérée comme l'un des mécanismes les plus efficaces de dispersion des espèces envahissantes (Gassó *et al.* 2009 ; Lloret *et al.* 2003 ; Prinzing *et al.* 2002). Cependant, nous avons inclus ensemble les espèces aux mécanismes de dispersion à longue distance comme l'eau ou les animaux (par exemple, les cas d'*Opuntia* spp, *Asparagus asparagoides*...) (Figures 10, 11). Bien que la question semble couvrir la plupart des végétaux, les espèces dont les propagules sont dispersées par gravité (par exemple, *Agave* spp, *Acacia* spp) (Figure 12) ne sont pas prises en considération.

14	En ce qui concerne la dispersion, s'agit-il de zoochorie, d'anémochorie ou d'hydrochorie ?	Notation
a	Oui	3
b	Non	0
c	On ne sait pas	1,5

En plus des mécanismes naturels précédents, des points supplémentaires de risque sont attribués dans les cas où la dispersion peut être intensifiée par des moyens artificiels dérivés des activités humaines (Figure 13).

15	Présente-t-elle d'autres mécanismes de dispersion non intentionnelle engendrés par des activités humaines (véhicules, pollution d'agrégats, forte circulation de personnes, etc.) ?	Notation
a	Oui	3
b	Non	0
c	On ne sait pas	1,5



Fig. 10. Figue de barbarie (*Opuntia dillenii*) picorée par un oiseau.



Fig. 11. Baies d'*Asparagus asparagoides* dispersées par les oiseaux (chacune contient entre 3 et 5 graines). Plants d'*A. asparagoides*, apparus dans des zones traitées de garrigue côtière.



Fig. 12. Drageons d'*Agave sisalana*, qui sont dispersés par gravité, ce qui ralentit leur dispersion par rapport aux espèces ayant pour mode de dispersion l'hydrochorie, la zoochorie ou l'anémochorie.



Fig. 13. Dispersion de *Pennisetum setaceum*, favorisée par les courants d'air que génère le passage des véhicules.

Parmi les impacts attendus, sont évalués des aspects liés à la capacité d'altérer l'habitat (par exemple, fixation de l'azote), de réduire l'arrivée de lumière incidente ou de devenir l'espèce dominante, ce qui contribue à déplacer de manière concurrentielle des espèces autochtones, comme ce fut le cas avec la synthèse de substances allélopathiques.

16	S'agit-il d'une plante fixatrice d'azote ?	Notation
a	Oui	3
b	Non	0
c	On ne sait pas	1,5

17	Est-elle capable de réduire l'arrivée de lumière vers le sol ou le benthos au-delà du propre milieu de l'environnement envahi, car elle forme de denses tapis couvre-sols, accumule une grande quantité de feuilles tombées ou produit une grande quantité d'ombre ?	Notation
a	Oui	3
b	Non	0
c	On ne sait pas	1,5

18	A-t-elle tendance à devenir l'espèce dominante ou à former des populations monospécifiques ?	Notation
a	Oui	3
b	Non	0
d	On ne sait pas	1,5

Enfin, sont attribués des points de risque dans le cas des espèces exotiques qui sont capables de proliférer dans des milieux bien préservés (milieu naturel), où la priorité est habituellement donnée à la conservation de la biodiversité, face à d'autres espèces rudérales ou nitrophiles, qui colonisent principalement des milieux très altérés.

19	Colonise-t-elle, en plus de milieux anthropisés ou altérés, des milieux en bon état de conservation ?	Notation
a	Oui. Les habitats propices sont protégés, ils constituent des habitats d'intérêt communautaire ou abritent des espèces menacées.	5
b	Oui	3
c	Non	0
d	On ne sait pas	1,5

Les premières versions de cet outil comprenaient un plus grand nombre de questions liées à la pression de propagules (par exemple, nombre de propagules effectué à chaque introduction, nombre d'événements d'introduction). Toutefois, il était difficile de répondre à ces questions de façon fiable et d'autre part, les étalonnages effectués ont montré que ces aspects ne discer- naient pas bien le risque d'invasion, ce qui réduisait la fiabilité de l'outil dans son ensemble.

5.5 Étalonage de l'outil

Le degré de fiabilité de ce type d'outils a été évalué à l'aide de courbes ROC (par exemple, Gordon *et al.* 2008 ; Gassó *et al.* 2010), ce qui a servi de base pour calibrer les premières versions de l'outil présenté dans ce document. Toutefois, l'inclusion de critères non linéaires (par exemple : questions critiques, questions aux réponses entraînant directement un résultat de *risque élevé*) (voir tableau 2) limite la validité des courbes ROC pour évaluer le degré de fiabilité. De cette façon, la notation finale (total des points de toutes les questions) ne peut pas toujours être associée à un certain niveau de risque.

Par conséquent, afin d'évaluer le degré de fiabilité de cet outil d'analyse de risque, on a utilisé des indicateurs alternatifs aux courbes ROC. Pour l'essentiel, le but est de connaître dans quelle proportion le niveau de risque obtenu à l'aide de l'outil (valeur « observée ») correspond au niveau de risque obtenu à partir de l'évaluation par des experts (valeur « attendue »). En plus de la sensibilité (proportion d'accords positifs : risqueoutil élevé – risqueattendu élevé) et de la spécificité (proportion d'accords négatifs : risqueoutil faible - risqueattendu faible), le degré de concordance entre les valeurs obtenues à l'aide de l'outil et celles attendues peut être intégré au moyen de l'indice kappa de Cohen ou le coefficient de corrélation de Mathews (ϕ) spécifique à la comparaison de variables dichotomiques (équation 1). Le pourcentage de classification correcte (*Correct Classification Rate*, *CCR*) entre les valeurs observées et celles attendues peut également être déterminé (équation 2).

(équation 2)

$$\phi = (N_{11} \times N_{00} - N_{10} \times N_{01}) / \sqrt{(N_{\cdot 1} \times N_{\cdot 0} \times N_{1\cdot} \times N_{0\cdot})}$$

Où : N_{11} le nombre de cas qui correspondent à un risque élevé (1)
 N_{00} le nombre de cas qui correspondent à un risque faible (0)
 N_{10} le nombre de cas pour lesquels l'outil démontre un risque élevé et qui sont évalués par des experts à risque faible.
 N_{01} le nombre de cas pour lesquels l'outil démontre un risque faible et qui sont évalués par des experts à risque élevé.
 $N_{\cdot 1}$ le nombre de cas considérés à risque élevé par les experts.
 $N_{\cdot 0}$ le nombre de cas considérés à risque faible par les experts.
 $N_{1\cdot}$ le nombre de cas que l'outil a considérés à risque élevé.
 $N_{0\cdot}$ le nombre de cas que l'outil a considérés à risque faible.

(équation 3)

$$CCR \text{ obs-attendu (\%)} = 100 \times \frac{\text{nb cas pour lesquels les résultats de l'outil correspondent à ceux des experts}}{\text{nb total de cas}}$$

Les résultats montrent une forte corrélation entre les valeurs observées et celles attendues ($\phi = 0,744$), avec un taux de classification correcte supérieur à 88 %. Ces résultats fournissent suffisamment de garantie quant à la capacité de l'outil à prédire le risque d'invasion de plantes nouvellement introduites.

6. Conclusions

Cette publication présente l'outil d'analyse des risques d'invasion des plantes exotiques, élaboré par le Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du territoire du Gouvernement régional d'Andalousie. Cet outil permet de prédire le potentiel d'invasion des plantes exotiques, pour tout groupe végétal (algues, ptéridophytes, gymnospermes et angiospermes). Il intègre les avancées des connaissances scientifiques et les expériences du Programme andalou pour le Contrôle des espèces exotiques envahissantes. Par rapport à d'autres protocoles utilisés dans d'autres pays, il comprend des améliorations visant à accroître l'objectivité, la fiabilité et la précision de la réponse, qui impliquent que l'utilisateur fournisse les sources d'informations utilisées au cours du processus d'évaluation. D'autres améliorations résident dans l'universalité taxonomique et territoriale, l'outil étant valable non seulement pour tous les types de végétaux, mais aussi pour tout territoire au-delà du cas de l'Andalousie. De plus, l'évaluation initiale de 65 cas impliquant des espèces envahissantes reconnues et non envahissantes démontre une très grande fiabilité, avec des taux de classification correcte (*CCR*) supérieurs à 88 %.

7. Bibliographie

- Andreu J, Vilá M (2010) Risk analysis of potential invasive plants in Spain. *Journal for Nature Conservation* 18: 34-44.
- Baker RHA, Black R, Copp GH, et al. (2008) The UK risk assessment scheme for all non-native species. In: Rabitsch W, Essl F, Kluge A, Klingenstein F (editors): *Biological Invasions – from Ecology to Conservation*. *Neobiota* 7: 46-57.
- Blossey B (2011) Enemy release hypothesis. En: Simberloff D, Rejmánek M (eds) *Encyclopedia of biological invasions*, University of California Press, Berkeley, pp. 193-196.
- Blossey B, Notzold R (1995) Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: a hypothesis. *Journal of Ecology* 83: 887-889.
- Bomford M (2008) *Risk Assessment Models for Establishment of Exotic Vertebrates in Australia and New Zealand*. Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra.
- Booy O, White V, Wade M (2006) *Non-Native Organism Risk Assessment Scheme: Trialling and Peer Review*, Scottish Executive reference: FF/05/22. Scottish Executive, Environment and Rural Affairs Department, Edinburgh.
- Branquart E (ed) (2007) *Guidelines for environmental impact assessment and list classification of non-native organisms in Belgium*. Belgian Biodiversity Platform, Belgium.
- Cadotte MW (2011) Darwin, Charles. En: Simberloff D, Rejmánek M (eds) *Encyclopedia of biological invasions*, University of California Press, Berkeley, pp. 142-145.
- Carballeira A, Reigosa MJ (1999) Effects of natural leachates of *Acacia dealbata* Link in Galicia (NW Spain). *Bot Bull Acad Sin* 40: 7-92.
- Catford JA, Jansson R, Nilsson C (2009) Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions* 15: 22-40
- CEC (2009) *Trinational risk assessment guidelines for aquatic alien invasive species: test cases for the snakeheads (Channidae) and armored catfishes (Loricariidae) in North American Inland Waters*. CEC Project Report. CEC, Montréal.
- Cefas (2010) *Decision support tools, identifying potentially invasive non-native marine and freshwater species: fish, invertebrates, amphibians*.
- Copp GH, Garthwaite R, Gozlan RE (2005) Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: a summary of concepts and perspectives on protocols for the UK. *J Appl Ichthyol* 21: 371-373
- Copp GH, Vilizzi L, Mumford J, Fenwick GV, Godard MJ, Gozlan RE (2009) Calibration of FISK, an invasiveness screening tool for non-native freshwater fishes. *Risk Analysis* 29: 457-467.
- Daehler CC (2003) Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: implications for conservation and restoration. *Annual Review – Ecology, Evolution and Systematics* 34: 183-211
- Daehler CC, Denslow JS, Ansari S, Kuo H-C (2004) A Risk-Assessment System for Screening out Invasive Pest Plants from Hawaii and other Pacific Islands. *Conservation Biology* 18: 360-368.
- Dana ED, Jeschke J, García-de-Lomas J (2013) Decision tools for managing biological invasions: existing biases and future needs. DOI: <http://dx.doi.org/10.1017/S0030605312001263>.
- Dana ED, García-de-Lomas J, Ceballos G, Ortega F (2014) Selección y priorización de actuaciones de gestión de especies exóticas invasoras en base a criterios de coste-ecobeneficio. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

- Darwin C (1859) *The Origin of the Species by Means of Natural Selection*. London: Murray.
- Davis MA, Grime JP, Thompson K (2000) Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88: 528-534.
- DeLong ER, DeLong DM, Clarke-Pearson DL (1988) Comparing the areas under two or more correlated receiver operating characteristic curves: a nonparametric approach. *Biometrics* 44: 837-845.
- Donoso C (1993) *Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica*. Editorial Universitaria.
- Dooley EE (2007) Australian Quarantine and Inspection Service. *Environ Health Perspect* 115: A351.
- Dukes JS (2001) Biodiversity and invisibility in grassland microcosms. *Oecologia* 126: 563-568.
- Emery SM (2007) Limiting similarity between invaders and dominant species in herbaceous plant communities? *Journal of Ecology* 95: 1027-1035.
- Essl F, Nehring S, Kligenstein F, Milasowszky N, Nowack C, Rabitsch W (2011) Review of risk assessment systems of IAS in Europe and introducing the German-Austrian black list information system (GABLIS). *Journal for Nature Conservation* 19: 339-350.
- Forrester DI, Bauhus J, Cowie AL, Vanclay JK (2006) Mixed-species plantations of eucalyptus with nitrogen-fixing trees: a review. *Forest Ecology and Management* 233: 211-230.
- García-de-Lomas J, Cózar A, Dana ED, Hernández I, Sánchez I, García C M (2010) Invasiveness of *Galenia pubescens* (Aizoaceae): A new threat to Mediterranean-climate coastal ecosystems. *Acta Oecologica* 36 (1): 39-45.
- Gassó N, Basnou C, Vilà M (2010) Predicting plant invaders in the Mediterranean through a weed risk assessment system. *Biological Invasions* 12: 463-476.
- Gassó N, Sol D, Pino J, Dana ED, Lloret F, Sanz-Elorza M, Sobrino E, Vilà M (2009) Exploring species attributes and site characteristics to assess plant invasions in Spain. *Diversity and distributions* 15: 50-58.
- Gassó N, Thuiller W, Pino J, Vilà M (2012) Potential distribution range of invasive plant species in Spain. *Neobiota* 12: 25-40
- Goodwin BJ, McAllister AJ, Fahrig L (1999) Predicting invasiveness of plant species based on biological information. *Conservation Biology* 13: 422-426.
- Gordon DR, Gantz CA (2011) Risk assessment for invasiveness differs for aquatic and terrestrial plant species. *Biological Invasions* 13: 1829-1842.
- Gordon DR, Onderdonk DA, Fox AM, Stocker RK (2008a) Consistent accuracy of the Australian weed risk assessment system across varied geographies. *Diversity and Distributions* 14: 234-242.
- Gordon DR, Onderdonk DA, Fox AM, Stocker RK, Gantz C (2008b) Predicting invasive plants in Florida using the Australian Weed Risk Assessment. *Invasive Plant Science and Management* 1: 178-195.
- Gordon DR, Tancig KJ, Onderdonk DA, Gantz CA (2011) Assessing the invasive potential of biofuel species proposed for Florida and the United States using the Australian Weed Risk Assessment. *Biomass and Bioenergy* 35: 74-79.
- Hastings A (1996) Models of spatial spread: is the theory complete? *Ecology* 77: 1675-1679.
- Hiero JL, Callaway RM (2003) Allelopathy and exotic plant invasion. *Plant and Soil* 256: 29-39.
- Keller RP, Lodge DM (2007) Species invasions from commerce in live aquatic organisms: problems and possible solutions. *BioScience* 57: 428-436.

- Kolar CS, Lodge DM (2001) Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 199-204.
- Lasko TA, Bhagwat JG, Zou KH, Ohno-Machado L (2005) The use of receiver operating characteristic curves in biomedical informatics. *J Biomed Inform* 38: 404-415.
- Leung KMY, Dudgeon D (2008) Ecological risk assessment and management of exotic organisms associated with aquaculture activities. En: Bondad-Reantaso MG, Arthur JR, Subasinghe RP (eds). *Understanding and applying risk analysis in aquaculture*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 519. Rome, FAO, pp. 67–100.
- Lloret F, Médail F, Brundu G, Hulme PE (2003) Local and regional abundance of exotic plant species on Mediterranean islands: are species traits important? *Global Ecology and Biogeography* 12: 1-9.
- Lodge DM (1993) Biological invasions: lessons for ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 133-137.
- Massam M, Kirkpatrick W, Page A (2010) Assessment and prioritisation of risk for forty exotic animal species. Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra.
- MacArthur R, Levins R (1967) The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *The American Naturalist* 101: 377-385.
- Murray N (2002) Import Risk Analysis. Animals and Animal Products. New Zealand Ministry of Agriculture and Forestry.
- Pheloung PC, Williams PA, Halloy SR (1999) A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *J Environ Manage* 57: 239-251.
- Pimentel D, Zuniga R, Morrison D (2005) Update on the environmental and economic costs associated with alieninvasive species in the United States. *Ecological Economics* 52: 273-288
- Prinzing A, Drka W, Klotz S, Brandl R (2002) Which species become aliens? *Evolutionary Ecology Research* 4: 385-405.
- Pysek P (1998) Is there a taxonomic pattern to plant invasions? *Oikos* 82: 282-294
- Ramanathan V (1988) The Greenhouse Theory of Climate Change: A Test by an Inadvertent Global Experiment. *Science* 240: 293-299
- Rambuda TD, Johnson SD (2004) Breeding systems of invasive alien plants in South Africa: does Baker's rule apply? *Diversity and Distributions* 10: 409-416.
- Raunkjær CC (1934) *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Oxford University Press.
- Reichard SH, Hamilton CW (1997) Predicting invasions of woody plants introduced into North America. *Conservation Biology* 11: 193-203.
- Richardson DM, Pys'ek P, Rejma'nek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ (2000a) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93-107.
- Richardson DM et al. (1990) Assessing the risk of invasive success in *Pinus* and *Banksia* in South African mountain fynbos. *Journal of Vegetation Science* 1: 629-642.
- Rodríguez R, Matthei O, Quezada M (1983) *Flora arbórea de Chile*. Editorial de la Universidad de Concepción, Concepción. 408 p.
- Roy J (1990) In search of the characteristics of plant invaders. En: di Castri F, Hansen AJ, Debussche M (eds) *Biological invasions in Europe and the Mediterranean basin*, pp. 335-352. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

- Scott JK, Panetta FD (1993) Predicting the Australian weed status of southern African plants. *Journal of Biogeography* 20: 87-93.
- Shea K, Chesson P (2002) Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 170-176.
- Sher AA, Hyatt LA (1999) The disturbed resource-flux invasion matrix: a new framework for patterns of plant invasion. *Biological Invasions* 1: 107-114.
- Simberloff D (1995) Why do introduced species appear to devastate islands more than mainland areas? *Pac. Sci.* 49: 87-97.
- Stachowicz JJ *et al.* (1999) Species diversity and invasion resistance in a marine ecosystem. *Science* 286: 1577-1579
- Stanhill G, Cohen S (2001). Global dimming: a review of the evidence for a widespread and significant reduction in global radiation with discussion of its probable causes and possible agricultural consequences. pp. 255-278.
- Thompson K, Hodgson JG, Rich TCG (1995) Native and alien invasive plants: more of the same? *Ecography* 18: 390-402.
- Travis DJ, Carleton AM, Lauritsen RG (2002) Contrails reduce daily temperature range. *Nature* 418: 601.
- Tricarico E, Vilizzi L, Gherardi F, Copp GH (2010) Calibration of FI-ISK, an Invasiveness Screening Tool for Nonnative Freshwater Invertebrates. *Risk Analysis* 30: 285-292
- Verbrugge LNH, Leuven RSEW, van der Velde G (2010) Evaluation of international risk assessment protocols for exotic species. Institute for Water and Wetland Research, Radboud University Nijmegen, The Netherlands. 54 pp.
- Vermeij GJ (1996) An agenda for invasion biology. *Biological Conservation* 78: 3-9.
- Weber E, Köhler B, Gelpke G, Perrenoud A, Gigon A (2005) Schlüssel zur Einteilung von Neophyten in der Schweiz in die Schwarze Liste oder die Watch-Liste. *Bot Helv* 115: 169-194.
- Verbrugge LNH, Leuven RSEW, van der Velde G (2010) Evaluation of international risk assessment protocols for exotic species. Department of Environmental Science, The Netherlands.
- Verbrugge LNH, van der Velde G, Hendriks AJ, Verreycken H, Leuven RSEW (2012) Risk classifications of aquatic non-native species: Application of contemporary European assessment protocols in different biogeographical settings. *Aquatic Invasions* 7: 49-58
- Vitousek PM, D'Antonio CM, Loope LL, Rejmánek M, Westbrooks R (1997) Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21: 1-16.
- Weber E, Gut D (2004) Assessing the risk of potentially invasive plant species in central Europe. *Journal for Nature Conservation* 12: 171-179
- Williamson MH. 1996. *Biological Invasions*. Chapman & Hall. 244 pp.
- Williamson M, Fitter A (1996) The varying success of invaders. *Ecology* 77: 1661-1666.
- Zalba SM, Ziller SR (2008) Herramientas de prevención de Invasiones de I3N: Análisis de Riesgo de Establecimiento e Invasión y Análisis de Vectores y Rutas de Dispersión. I3N Red de Información sobre Especies Invasoras de IABIN (Red Interamericana de Información sobre Biodiversidad) (<http://i3n.iabin.net/HerramientasdePrevenciondeInvasionesBiologicasdeI3N>).
- Zhang C, Fu S (2009) Allelopathic effects of eucalyptus and the establishment of mixed stands of eucalyptus and native species. *Forest Ecology and Management* 258: 1391-1396.

Annexe 1. Liste des questions et réponses comprises dans l'outil d'analyse des risques d'invasion des plantes exotiques. Un modèle est ajouté à la fin pour recueillir les notations obtenues et définir le niveau de risque final

Instructions d'utilisation

Noter la réponse choisie dans la colonne de droite.

Pour chaque question, il est recommandé de consacrer 30 minutes maximum à la recherche d'informations. Si au-delà de ce délai les informations nécessaires n'ont pas été trouvées, on répondra « on ne sait pas ».

Calcul du niveau de risque :

La réponse a a été choisie pour la question 1 et/ou la question 2 (critiques) ?

Oui > **risque élevé**

Non > poursuivre

Pour combien de questions clé (3-7) la réponse a a-t-elle été choisie ?

Plus de 3 > **risque élevé**

3 ou moins de 3 > poursuivre

La réponse choisie pour toutes les questions (excepté la question 4) est « on ne sait pas » ?

Oui > **risque élevé**

Non > poursuivre

Au total, combien de points comptabilisent toutes les réponses ?

Plus de 54 points > **risque élevé**

Moins de 54 points > **risque faible**

Questions critiques

1	L'espèce est-elle hôte d'organismes nuisibles, de parasites ou est-elle vecteur de parasites et de pathogènes pour les espèces sauvages autochtones ?	Notation	Indiquer
a	Oui	Risque élevé	
b	Non	Poursuivre	
c	On ne sait pas	Alerte	
2	Peut-elle se croiser avec une espèce autochtone ?	Notation	Indiquer
a	Oui	Risque élevé	
b	Non, bien que le genre de l'espèce exotique soit présent dans la flore indigène.	Alerte	
c	Non, le genre de l'espèce exotique n'est pas présent dans la flore indigène.	Poursuivre	
d	On ne sait pas	Alerte	

Questions clés

3	Y a-t-il des références bibliographiques rapportant cette espèce comme envahissante, naturalisée ou occasionnelle ?	Notation	Indiquer
a	Oui, la référence indique clairement qu'elle est envahissante dans une région du monde.	5	
b	Il existe des variétés / sous-espèces envahissantes, ou d'autres espèces du même genre le sont dans une autre région du monde.	3	
c	Les références suggèrent que l'espèce est naturalisée, occasionnelle ou spontanée dans la région d'étude.	2	
d	Malgré le fait qu'elle ait été introduite dans la région d'étude (ou dans des Etats limitrophes) il y a plus de 100 ans, elle n'a pas été trouvée dans le milieu naturel, ou l'on a seulement connaissance de références occasionnelles, spontanées ou provenant d'anciennes plantations (qui ne se sont pas propagées).	-10	
e	On ne sait pas* (voir « instructions d'utilisation »)	2,5	
4	Indiquer à quel type fonctionnel appartient l'espèce	Notation	Indiquer
a	Aquatiques, thérophytes (plantes annuelles et bisannuelles), géophytes (par exemple, bulbeuses, roseaux) ou hémicryptophytes herbacées (par exemple, graminées pérennes).	5	
b	Chamaéphytes suffrutescents ou plantes grimpanes.	3	
c	Phanérophytes	0	

5	L'espèce altère-t-elle la fréquence naturelle des perturbations (par exemple, en fixant des sables mouvants, en favorisant les incendies, en modifiant les flux, en rendant les lits des rivières plus étroits...) dans les zones envahies ?	Notation	Indiquer
a	Oui	3	
b	Non	0	
c	On ne sait pas	1,5	
6	L'espèce peut-elle provoquer des problèmes de santé publique ?	Notation	Indiquer
a	Oui	Alerte	
b	Non		
c	On ne sait pas	Alerte	
7	L'espèce peut-elle causer des dommages socio-économiques ?		
a	Oui	Alerte	
b	Non		
c	On ne sait pas	Alerte	

Questions secondaires

8	S'agit-il d'une espèce potentiellement envahissante selon les modèles de niche écologique et de changement climatique applicables à la région d'étude ? (la résolution spatiale du modèle doit être d'au moins 1 km)	Notation	Indiquer
a	Oui	3	
b	Non	0	
c	On ne sait pas	1,5	
9	Est-elle allélopathique ?	Notation	Indiquer
a	Oui (pour les plantes ou micro-organismes)	3	
c	No	0	
d	On ne sait pas	1,5	
d	On ne sait pas	Alerte	
10	Quel type de reproduction présente-t-elle ?	Notation	Indiquer
a	Sexuée (graines viables) / spores et multiplication végétative (bulbes, fragments de la plante, nouvelle pousse ou racine)	3	
b	Elle est autocompatible ou apomictique (reproduction asexuée par graines)	2	
c	Uniquement sexuée / spores ou multiplication végétative seulement	1	
d	Pollinisateurs spécifiques	0	
e	L'espèce est dioïque (dotée de sexes séparés), de manière à ce que seuls les individus d'un même sexe puissent être commercialisés pour éviter leur reproduction.	-1	
f	L'espèce est stérile et nécessite des traitements artificiels pour sa propagation	-3	
g	On ne sait pas	1,5	

11	De combien de temps a-t-elle besoin pour fleurir / fructifier / sporuler / se reproduire pour la première fois ?	Notation	Indiquer
a	< 1 an (inclure dans cette section les espèces annuelles)	3	
b	Entre 1 et 5 ans	2	
c	Entre 5 et 10 ans	1	
d	Plus de 10 ans	-3	
e	On ne sait pas	1,5	
12	De quelle taille sont les graines / spores / formes de multiplication végétatives ? Dans les cas de fruits indéhiscents, indiquer la taille du fruit ou de l'« unité dispersable »	Notation	Indiquer
a	< 5 mm	5	
b	0,5-1 cm	3	
c	1-5 cm	2	
d	>5 cm	1	
e	On ne sait pas	2,5	
13	Pendant combien de temps les propagules (graines ou formes de multiplication végétatives) sont-ils viables ?	Notation	Indiquer
a	Plus de 10 ans	5	
b	Entre 5 et 10 ans	3	
c	Entre 2 et 5 ans	2	
d	Moins de 2 ans	1	
e	On ne sait pas	2,5	
14	En ce qui concerne la dispersion, s'agit-il de zoochorie, d'anémochorie ou d'hydrochorie ?	Notation	Indiquer
a	Oui	3	
b	Non	0	
c	On ne sait pas	1,5	
15	Présente-t-elle d'autres mécanismes de dispersion non intentionnelle engendrés par des activités humaines (véhicules, pollution d'agrégats, forte circulation de personnes, etc.) ?	Notation	Indiquer
a	Oui	3	
b	Non	0	
c	On ne sait pas	1,5	
16	S'agit-il d'une plante fixatrice d'azote ?	Notation	Indiquer
a	Oui	3	
b	Non	0	
c	On ne sait pas	1,5	

17	Est-elle capable de réduire l'arrivée de lumière vers le sol ou le benthos au-delà du propre milieu de l'environnement envahi, car elle forme de denses tapis couvre-sols, accumule une grande quantité de feuilles tombées ou produit une grande quantité d'ombre ?	Notation	Indiquer
a	Oui	3	
b	Non	0	
c	On ne sait pas	1,5	
18	A-t-elle tendance à devenir l'espèce dominante ou à former des populations monospécifiques ?	Notation	Indiquer
a	Oui	3	
b	Non	0	
c	On ne sait pas	1,5	
19	Colonise-t-elle, en plus de milieux anthropisés ou altérés, des milieux en bon état de conservation ?	Notation	Indiquer
a	Oui. Les habitats propices sont protégés, ils constituent des habitats d'intérêt communautaire ou abritent des espèces menacées.	5	
b	Oui	3	
c	Non	0	
d	On ne sait pas	1,5	



Partenaire bénéficiaire

JUNTA DE ANDALUCIA
CONSEJERÍA DE ECONOMÍA, INNOVACIÓN,
CIENCIA Y EMPLEO
CONSEJERÍA DE AGRICULTURA, PESCA
Y DESARROLLO RURAL
CONSEJERÍA DE EDUCACIÓN, CULTURA
Y DEPORTE



UNIVERSIDAD DE ALMERÍA



UNIVERSIDAD
PABLO DE OLAVIDE
SEVILLA



HAUT COMMISSARIAT AUX EAUX
ET FORÊTS ET À LA LUTTE
CONTRE LA DÉSERTIPLICATION



Asociación **Patrimonio, Desarrollo**
Ciudadano

