


Partenariat 2009
Espèces invasives



Evaluation des risques causés par les espèces exotiques envahissantes en milieux aquatiques

Rapport d'étape

Emilie Mazaubert & Alain Dutartre

***Cemagref, UR Réseaux, Epuration et Qualité de
l'Eau***

Janvier 2010

Contexte de programmation et de réalisation

Le présent livrable est un rapport d'étape des travaux réalisés dans le contexte de l'action 6 de la convention Onema / Cemagref portant sur les espèces invasives en milieux aquatiques.

Il comporte des analyses de différentes méthodes d'évaluation de risques d'introduction, fait le bilan des contacts pris dans cette thématique et propose des évolutions de la démarche envisagée pour 2010.

Les auteurs

Emilie Mazaubert
Chargée de mission
emilie.mazaubert@Cemagref.fr
REBX, Cemagref

Alain Dutartre
Hydrobiologiste
alain.dutartre@Cemagref.fr
REBX, Cemagref

Les correspondants

Onema : Nicolas Poulet, DAST, nicolas.poulet@onema.fr

Référence du document : Mazaubert E., Dutartre A., 2010. Evaluation des risques causés par les espèces exotiques envahissantes en milieux aquatiques. Convention Onema – Cemagref, rapport d'étape 2009.

Cemagref : Alain Dutartre, REBX, alain.dutartre@Cemagref.fr

Droits d'usage :	accès libre
Couverture géographique :	métropole
Niveau	national
Niveau de lecture :	Professionnels, experts
Nature de la ressource :	Document

Evaluation des risques causés par les espèces exotiques envahissantes en milieux aquatiques

Rapport d'étape 2009

Emilie Mazaubert & Alain Dutartre
REBX

Résumé : Une analyse de quatre protocoles d'évaluations de risques d'introduction d'espèces exotiques disponibles dans la littérature est présentée. Leurs caractéristiques, leurs difficultés de mise en œuvre, leurs limites et leur efficacité dans la discrimination des espèces exotiques envahissantes sont commentées.

Un bilan des contacts récents pris sur cette thématique est également présenté.

Enfin, des perspectives d'évolution des travaux du groupe Onema / Cemagref "Invasions Biologiques en Milieux Aquatiques dans le contexte métropolitain actuel sont proposées.

Mots clés : invasion biologique– évaluation de risques
métropole - milieu aquatique

1 - Introduction	1
2 - Analyses de différentes méthodes d'évaluation des risques causés par des espèces exotiques	2
2.1 - Protocole d'évaluation des espèces invasives développé par NatureServe :	
" Evaluation des plantes non-indigènes en fonction de leurs impacts sur la biodiversité " ...	2
2.1.1 - Introduction	2
Description du protocole d'évaluation	3
2.1.2 - Détermination du " rang d'impact "	11
2.1.3 - Analyse du protocole et conclusion	13
2.2 - Méthode développée par Reichard et Hamilton : " Prédire les invasions de plantes ligneuses introduites en Amérique du Nord "	14
2.2.1 - Détails de la méthode	14
2.2.2 - Analyse du modèle " arbre de décision " et perspectives.....	21
2.3 - Modèle développé par Pheloung et al. : " Un modèle d'évaluation des risques des " mauvaises herbes " utilisé comme un outil de biosécurité évaluant les introductions de plantes "	22
2.3.1 - Détails de la méthode	22
2.3.2 - Analyse du modèle, conclusion et perspectives.....	29
2.4 - Méthode développée par Weber et Gut : " Evaluation du risque des espèces de plantes potentiellement invasives en Europe centrale "	32
2.4.1 - Détails de la méthode	32
2.4.2 - Analyse de l'outil et conclusion.....	37
3 - Echanges et prises de contacts concernant l'évaluation des risques	39
3.1 - Contact au Laboratoire National pour la Protection des Végétaux	39
3.1.1 - Contexte de la rencontre.....	39
3.1.2 - Compte-rendu de la réunion.....	39
3.2 - Contacts européens.....	42
3.2.1 - Contexte de la prise de contact.....	42
3.2.2 - Rencontre avec Gordon Copp	43
3.2.3 - Réunion du NNRAP à Londres.....	47
4 - Synthèse et perspectives	49
4.1 -Synthèse.....	49
4.2 -Perspectives.....	54
5 - Annexes	56

1 -Introduction

Si la prévention des invasions biologiques doit nécessairement passer par la mise en place de réglementations permettant de contrôler les échanges d'espèces à toutes les échelles géographiques possibles, l'évaluation des risques que peut produire l'arrivée accidentelle ou l'introduction souhaitée d'une nouvelle espèce est une autre nécessité.

Dans les deux situations, cette évaluation de risque, s'appuyant sur les connaissances disponibles sur la biologie et l'écologie de l'espèce considérée et débouchant sur une proposition d'attribution d'un statut à cette espèce, couplée à d'éventuelles mesures réglementaires, va permettre de définir la politique de gestion à appliquer à cette espèce.

La gamme potentielle de statut s'étend de "sans risque" à "risque avéré" et peut donc avoir comme conséquences la mise en place de politiques de gestion s'étendant de "absence de contrôle" à "interdiction de commerce", voire même "éradication" si l'espèce vient de s'implanter.

Cet aspect particulier de la prévention a déjà fait l'objet de nombreuses recherches dans divers pays confrontés aux invasions biologiques : il s'agit dans tous les cas de tenter d'objectiver les choix de politiques spécifiques de gestion à mettre en place dans un contexte biogéographique connu, à partir de données disponibles sur les caractéristiques biologiques et écologiques de ces espèces.

Les protocoles actuellement disponibles ont été développés dans des contextes organisationnels, géographiques et thématiques relativement divers. Ils comportent des caractéristiques et des modalités de mise en œuvre suffisamment variables pour nécessiter une évaluation globale avant de faire un choix : dans le présent document, est présentée l'analyse de quatre méthodes d'évaluation de risques assez communément utilisées au niveau international.

Elle est suivie d'un bilan des contacts pris dans ce cadre au niveau national et européen et de propositions d'actions pour 2010.

2 - Analyses de différentes méthodes d'évaluation des risques causés par des espèces exotiques

2.1 - Protocole d'évaluation des espèces invasives développé par NatureServe¹ : " Evaluation des plantes non-indigènes en fonction de leurs impacts sur la biodiversité "

2.1.1 - INTRODUCTION

Ce protocole d'évaluation a été développé aux Etats-Unis par l'organisation *NatureServe*² en collaboration avec *The Nature Conservancy*³ et le *National Park Service*⁴. Il s'agit d'un outil permettant d'évaluer, de catégoriser et de lister les plantes vasculaires invasives à partir de leurs impacts sur la biodiversité naturelle.

Le protocole est conçu à partir d'une série de questions spécifiques nécessitant l'incorporation d'une documentation scientifique importante ce qui permet de rendre objectif le processus d'évaluation. L'évaluation se fait par espèce et par rapport à une région d'intérêt particulier (zone de conservation des espèces indigènes, habitats particuliers...) et permet d'assigner un " rang d'impact " (*Impact Rank* ou *I-Rank*) plus ou moins élevé à chaque espèce en fonction de leurs impacts négatifs sur la biodiversité naturelle de la région.

Ce protocole d'évaluation comporte deux phases. La première phase se compose de deux questions directes (réponses oui ou non) et permet, en fonction des réponses, de définir s'il est utile de poursuivre ou non l'évaluation. La seconde phase compte une vingtaine de questions à choix multiple divisées en quatre thèmes :

- I- impact écologique (5 questions)
- II- distribution et abondance actuelle (4 questions)
- III- évolution de la distribution et de l'abondance (7 question)
- IV- difficultés de gestion (4 questions)

Pour chaque thème, une " sous-catégorie d'impact " est attribuée en fonction des points correspondant aux réponses. Par la suite, ce sont les résultats correspondant à ces sous-catégories qui permettent d'attribuer le " rang d'impact " global.

¹ Morse, L.E., J.M. Randall, N. Benton, R. Hiebert, Lu S. 2004. An Invasive Species Assessment Protocol: Evaluating Non-Native Plants for Their Impact on Biodiversity. Version 1. NatureServe, Virginia. 40 p

² ONG environnementale spécialisée dans la conservation de la nature aux Etats-Unis, au Canada, dans plusieurs pays d'Amérique latine et aux Caraïbes.

³ Organisme de conservation de la biodiversité.

⁴ Agence fédérale des Etats-Unis notamment chargée de gérer les parcs nationaux.

DESCRIPTION DU PROTOCOLE D'ÉVALUATION

Ce protocole d'évaluation comporte deux phases. La première phase se compose de deux questions de sélection et la seconde phase d'une vingtaine de questions d'évaluation divisées en quatre sections.

2.1.1.1 - Phase de sélection

Les questions de sélection permettent de déterminer, si l'espèce étudiée est établie en dehors des zones de culture (question S.1) et, si l'espèce se rencontre (ou s'il est probable de la rencontrer) dans les zones de conservation ou dans des habitats d'espèces indigènes (question S.2) dans l'aire géographique d'intérêt. Ces questions vont donc déterminer si l'évaluation est nécessaire ou non.

Ces deux questions sont directes et entraînent une réponse positive ou négative. Si la réponse est négative pour la première question (S.1), le protocole n'est pas applicable à l'espèce considérée. En revanche, si la réponse est positive, la question S.2 doit alors être renseignée. A nouveau, si la réponse est négative pour cette seconde question, l'espèce considérée constitue une menace négligeable vis-à-vis de la biodiversité naturelle dans la région d'intérêt et l'évaluation complète n'est pas nécessaire. Chaque réponse, même négative doit être accompagnée d'au moins une référence d'information.

Ainsi, le protocole ne s'applique ni aux espèces indigènes ni aux espèces exotiques uniquement présentes dans des zones de culture ou uniquement connues de façon historique dans la région. Cependant, pour des espèces natives d'une partie de la région d'intérêt et exotique dans une autre (espèce au statut mixte), des adaptations de certaines questions du protocole d'évaluation pourront être faites.

2.1.1.2 - Phase d'évaluation

Si les réponses aux deux questions de la phase de sélection sont positives, l'évaluation des risques causés par l'espèce peut être réalisée. S'il apparaît difficile de répondre aux questions S.1 et S.2, une évaluation provisoire de l'espèce peut être réalisée.

Cette seconde phase comporte vingt questions divisées en quatre sections. Pour chaque question, cinq réponses précises sont proposées :

- A = hautement important
- B = modérément important
- C = faiblement important
- D = insignifiant
- U = inconnu (*unknown*)

Il est préférable de ne donner qu'une seule réponse pour caractériser au mieux l'espèce. Cependant, lorsqu'il est difficile de répondre précisément à la question posée, il est possible d'utiliser une gamme plus large de réponses (AB, BC, CD, AC ou BD) de façon provisoire si au moins une des propositions peut être éliminée. La réponse " U " n'est utilisée que si aucune des quatre propositions ne peut être écartée et la question peut aussi être laissée sans réponse si elle n'est pas considérée comme importante. Toutes les réponses doivent toutefois être justifiées et accompagnées des références de la documentation utilisée.

Les réponses peuvent être enregistrées sous différents formats : tableur, base de données, traitement de texte ou version papier, etc. Un exemple de formulaire de réponse est proposé sous le format Excel sur le site Internet de *NatureServe* (<http://www.natureserve.org/library/dataformScoresheet.xls>).

Les différentes sections de questions

Les différentes sections ne comportent pas le même nombre de questions. Au sein de ces sections, les questions sont pondérées différemment pour tenir compte de leur contribution relative. En dehors des quatre réponses proposées, il est possible de répondre " U " pour une réponse inconnue ou de laisser la question sans réponse.

Section I : Impact écologique

Cette section compte cinq questions et permet d'évaluer l'impact actuel de l'espèce sur les processus des écosystèmes, des communautés écologiques et sur les espèces indigènes dans la région d'intérêt.

La question 1 se rapporte aux impacts sur les processus écologiques et sur les paramètres du système à différentes échelles. En effet, certaines espèces non-indigènes peuvent modifier les aires de répartition naturelles et faire varier les facteurs abiotiques et les processus fonctionnels des écosystèmes de manière à réduire sensiblement la capacité des espèces indigènes à survivre et à se reproduire (par exemple : augmentation de la fréquence et de l'intensité des incendies, changement géomorphologiques, réduction de la disponibilité de lumière, etc.).

A = altérations ou perturbations majeures voire irréversibles des processus et des paramètres abiotiques des écosystèmes (par exemple : favorisation des incendies, fixation de l'azote dans des zones où les fixateurs indigènes ne sont pas présents, etc.)

B = modifications importantes des processus et des paramètres abiotiques des écosystèmes

C = influence sur les processus et les paramètres abiotiques des écosystèmes

D = pas d'impacts perceptibles

La question 2 vise à connaître les impacts sur la structure des communautés écologiques. Certaines espèces exotiques peuvent s'insérer dans les communautés végétales indigènes et modifier leurs structures (au moins sur certains sites) ce qui peut directement affecter les espèces indigènes.

A = modifications de la structure des communautés (par exemple : création de nouveaux couverts végétaux ou modifications des couches inférieures de végétation)

B = modifications sensibles d'au moins une couche de végétation

C = influence sur au moins une couche de végétation (par exemple : changement de densité)

D = pas d'impacts sur la structure des couches de végétation

La question 3 traite des impacts sur la composition des communautés écologiques. Certaines espèces non-indigènes peuvent modifier la composition des communautés écologiques (avec ou sans modifications de la structure), changer l'évolution de l'abondance relative des espèces indigènes ou altérer les modes de successions.

A = cause des modifications principales dans la composition des communautés écologiques (par exemple : disparition ou réduction d'espèces indigènes, favorisation de nouvelles espèces exotiques, suppression de plants de succession naturelles ou de climax ce qui peut altérer la composition des communautés)

B = modifications sensibles de la composition des communautés écologiques (par exemple : produit une réduction significative de la taille de la population d'une ou plusieurs espèce(s) de la communauté écologique)

C = influence les communautés écologiques

D = pas d'impacts, ne cause aucun changement perceptible de la communauté.

La question 4 prend en compte les impacts sur une espèce animale ou végétale en particulier. Certaines espèces exotiques touchent de façon disproportionnée une espèce indigène particulière, au moins sur certains sites, alors que leurs impacts sur la structure ou la composition des communautés ne sont pas importants (par exemple : compétition, hybridation, parasitisme, etc.).

A = impacts majeurs sur des espèces indigènes (effets négatifs sur plus de 50 % des individus d'une ou de plusieurs espèce(s))

B = impacts significatifs sur certaines espèces indigènes (effets négatifs sur plus de 20-25 % des individus d'une ou de plusieurs espèce(s))

C = impacts occasionnels sur certaines espèces indigènes (effets négatifs sur 5-20 % des individus d'une ou de plusieurs espèce(s))

D = pas d'impacts particuliers sur les espèces indigènes

Enfin, la question 5 se rapporte à l'état de conservation des communautés et des espèces indigènes menacées. De nombreuses plantes exotiques arrivent principalement dans des habitats perturbés qui sont dominés par des espèces indigènes ainsi que d'autres espèces exotiques. Les plantes exotiques présentent des impacts plus importants lorsqu'elles menacent des espèces indigènes ou des communautés considérées comme rares ou vulnérables.

A = menace souvent une ou plusieurs espèces indigènes ou communautés écologiques vulnérables

B = peut menacer occasionnellement une ou plusieurs espèces indigènes ou communautés écologiques vulnérables

C = constitue rarement une rare menace pour des habitats ou des espèces rares ou vulnérables

D = menace insignifiante

Section II : Distribution et abondance actuelles

Cette section comprend 4 questions qui sont basées sur la corrélation existant entre l'importance de la colonisation dans la région donnée, en termes d'abondance de l'espèce exotique et de diversité et de nombre habitats envahis, et l'importance des impacts que peut causer cette espèce. Il s'agit donc, dans cette partie, d'évaluer la distribution et l'abondance de l'espèce dans la région concernée. Pour les espèces au statut mixte, on considère la distribution et la répartition de l'espèce dans la zone de la région d'où l'espèce n'est pas native.

La question 6 étudie la répartition actuelle de l'espèce exotique. Cette répartition prend en compte la répartition générale de l'espèce hors zones cultivées et pas seulement les zones où les impacts sont les plus importants.

A = répandue dans la région (> 30 % de la région)

B = répandue dans une partie de la région (10-30 % de la région)

C = répandue dans une petite partie de la région (0.1-10 % de la région)

D = isolée dans la région (< 0.1 % de la région)

La question 7 évalue la proportion de la zone de répartition actuelle qui correspond à une zone où l'espèce exotique a un impact négatif sur la biodiversité.

A = les impacts se produisent dans 50 % ou plus de la zone de répartition générale de l'espèce dans la zone d'intérêt

B = les impacts se produisent dans 20 à 50 % de la zone de répartition générale de l'espèce dans la zone d'intérêt

C = les impacts se produisent dans 5 à 20 % de la zone de répartition générale de l'espèce dans la zone d'intérêt

D = les impacts se produisent dans moins de 5 % de la zone de répartition générale de l'espèce dans la zone d'intérêt

La question 8 évalue la proportion des unités biogéographiques de la région envahie. La réponse nécessite l'utilisation d'une classification biogéographique ou d'une carte avec une échelle appropriée à la région d'intérêt. Pour les espèces au statut mixte, la base de référence correspond au nombre d'unités biogéographiques (sélectionnées à partir d'une classification ou d'une carte) qui sont représentées dans le reste de la région d'intérêt (c'est-à-dire après avoir exclu la zone de répartition générale de l'espèce exotique considérée).

A = espèce présente dans la plupart des unités biogéographiques (> 50 %)

B = espèce présente dans de nombreuses unités biogéographiques (20-50 %)

C = espèce présente dans quelques unités biogéographiques (< 20 %) ou dans une unité principale

D = espèce présente dans une unité biogéographique mineure

Enfin, la question 9 considère la diversité des habitats ou des systèmes écologiques envahis dans la région. Pour répondre à cette question, il faut utiliser un système de classification des habitats naturels ou des systèmes écologiques le plus spécifique possible à la région concernée et, lorsque c'est possible, garder le même système pour toutes les évaluations dans la même région d'intérêt.

A = de nombreux habitats distincts ou des systèmes écologiques sont envahis

B = un nombre modéré d'habitats distincts ou de systèmes écologiques est envahi

C = un faible nombre d'habitats distincts ou de systèmes écologiques est envahi ou nombre modéré d'habitats similaires

D = un seul habitat distinct ou écosystème envahi

Section III : Evolution de la distribution et de l'abondance

Les 7 questions de cette section sont basées sur le fait que des espèces ayant un fort potentiel de propagation seront plus susceptibles de créer des dommages, en particulier si l'espèce peut se propager sur des distances importantes. Dans cette section, il s'agit donc d'évaluer la probabilité et la vitesse à laquelle l'espèce (si elle n'est pas maîtrisée) se propage à de nouveaux secteurs et/ou augmente son abondance dans certaines des zones qu'elle occupe déjà. Pour cela, les caractéristiques de la reproduction de l'espèce et sa capacité à envahir les espaces naturels sont prises en compte.

La question 10 traite de l'évolution de la répartition actuelle de l'espèce de façon générale.

A = expansion de l'espèce dans la plupart ou dans toutes les directions et/ou propagation dans de nouvelles parties de la région.

B = l'expansion se fait dans certaines directions mais pas dans la totalité

C = répartition stable (équilibre entre expansion et régression)

D = répartition en diminution

La question 11 s'intéresse à la proportion de la répartition potentielle actuellement occupée et fait une comparaison entre (a) la répartition actuelle généralisée de l'espèce dans la région d'intérêt avec (b) la répartition potentielle généralisée qui est susceptible d'être occupée par l'espèce s'il n'y a pas de prévention par rapport à la dispersion. Pour les espèces au statut mixte, ne seront prises en compte uniquement que les répartitions présente et potentielle des populations exotiques de la région.

A = moins de 10 % de la répartition potentielle actuellement occupée

B = 10-30 % de la répartition potentielle actuellement occupée

C = 30-90 % de la répartition potentielle actuellement occupée

D = plus de 90 % de la répartition potentielle actuellement occupée

La question 12 cherche à évaluer le risque de dispersion de l'espèce sur de longues distances (plus de 100 km) par intervention de l'homme (intentionnellement ou non), par d'autres animaux ou par des facteurs abiotiques (par exemple : vent, rivières ou inondations).

A = dispersion fréquente sur de longues distances

B = dispersion peu fréquente sur de longues distances

C = dispersion sur de longues distance rare mais connue (grandes inondations, ouragan ou autres évènements météorologiques inhabituels)

D = jamais (ou très rarement) de dispersion sur de longues distances

La question 13 considère l'expansion de la répartition locale de l'espèce et les changements d'abondance. En se basant sur la tendance des 10 ou 20 dernières années, il s'agit d'évaluer si l'abondance de l'espèce exotique augmente dans l'actuelle zone de répartition de la région et/ou s'il existe une expansion localisée au sein ou en périphérie de la zone de répartition.

A = l'expansion de l'aire de répartition locale et /ou l'abondance de l'espèce augmentent rapidement (par exemple : l'aire occupée par l'espèce double probablement en 10 ans dans la plupart des zones où les habitats potentiels ne sont pas déjà tous pleinement occupés) dans plus de 75 % de la zone qui a déjà été envahie

B = l'expansion de l'aire de répartition locale et /ou l'abondance de l'espèce augmentent modérément (par exemple : l'aire occupée par l'espèce augmente de 50 % en 10 ans ou double en 50 ans) dans 25 à 75 % la zone qui a déjà été envahie

C = l'expansion de l'aire de répartition locale se fait lentement et /ou l'abondance de l'espèce croît significativement dans une petite partie de la zone qui a déjà été envahie (< 25 %)

D = l'aire de répartition de l'espèce et son abondance restent stables ou sont en baisse sur l'ensemble de la zone déjà envahie

La question 14 étudie la capacité de l'espèce à envahir des zones protégées ou des habitats d'espèces indigènes. Il s'agit de considérer les informations indiquant dans quelles mesures l'espèce peut envahir une végétation naturelle déjà bien établie et mature (dans la région ou ailleurs), ce qui peut permettre de prédire si cette espèce le fera ailleurs et notamment dans la zone d'intérêt. Si possible, ces informations doivent être décrites pour des zones pour lesquelles l'espèce n'est pas originaire.

A = espèce régulièrement établie dans des zones non perturbées ou des successions végétales matures

B = espèce régulièrement établie dans des successions végétales non matures, qui peut aussi être présente dans des successions végétales matures lorsqu'elles subissent des perturbations durables. En revanche, espèce rare ou absente dans des successions végétales matures stables.

C = espèce souvent établie dans des zones perturbées par l'homme ou par des catastrophes naturelles engendrées au cours des 20 dernières années (par exemple : après un ouragan, des glissements de terrains ou le long d'un corridor routier) mais rarement (voire jamais) dans des zones non ou faiblement perturbées.

D = espèce qui ne s'est pas propagée dans des zones de conservation des habitats

La question 15 considère l'envahissement d'habitats similaires à la région concernée dans d'autres régions. Il s'agit tout d'abord de savoir si l'espèce est établie en dehors de son aire de répartition d'origine (dans d'autres régions, continents ou écorégions) mais qui ne correspond pas non plus à la région d'intérêt. Si c'est effectivement le cas, il s'agit ensuite de considérer les habitats ou écosystèmes occupés par cette espèce dans ces régions et d'examiner les similitudes existantes avec les habitats ou écosystèmes de la région concernée qui n'ont pas encore été envahis.

A = espèce présente dans au moins 3 types d'écosystèmes ou d'habitats qui ne sont pas encore envahis dans la région d'intérêt

B = espèce présente dans 1 ou 2 types d'habitats ou d'écosystèmes qui ne sont pas encore envahis dans la région d'intérêt

C = espèce présente dans d'autres régions mais seulement dans des habitats comparables à ceux déjà envahis dans la région d'intérêt

D = espèce qui n'est pas connue comme envahissante hors de la région d'intérêt

La question 16 reprend les caractéristiques de la reproduction des espèces exotiques envahissantes (croissance rapide, multiplication végétative possible, bouturage possible à partir de fragments de plante, dispersion facilitée, reproduction annuelle multiple, forte production de graines, graines ou spores viables, présence de rhizomes ou de stolons, autre à préciser) et engendre une comparaison avec l'espèce considérée.

A = reproduction extrêmement agressive (par exemple : répond à au moins trois des critères précédemment cités)

B = reproduction modérément agressive (par exemple : répond à deux des caractéristiques précédemment citées)

C = reproduction faiblement agressive (par exemple : répond fortement à un des critères ou plus faiblement à plusieurs d'entre eux)

D = reproduction non agressive (par exemple : ne possède aucune des caractéristiques précédemment citées ou faiblement exposé à une seule)

Section IV: Difficultés de gestion

Cette section comprend quatre questions portant sur l'évaluation de la difficulté de contrôle, de l'accessibilité des sites où l'espèce envahissante devient une menace pour la biodiversité naturelle et de la probabilité que les méthodes de contrôle connues puissent causer des dommages collatéraux aux espèces autochtones. Cette section se base sur le principe que plus la gestion d'une espèce est difficile (contrôle ou prévention de la dispersion), plus cette espèce risque d'engendrer des dommages importants car il est probable qu'elle persiste et étende son aire de répartition.

La question 17 considère la difficulté globale de la gestion. Compte tenu de l'état actuel des connaissances sur les méthodes de gestion, cette question cherche à évaluer la difficulté pour contrôler une population établie de l'espèce et les investissements que la gestion engendre.

A = la gestion de cette espèce nécessite normalement un investissement de ressources humaines et/ou financières important à long terme ou n'est pas possible avec la technologie actuelle

B = la gestion de cette espèce nécessite un investissement humain et/ou financier important à court terme ou moyen à plus long terme

C = la gestion est relativement facile et peu coûteuse, elle ne requiert qu'un investissement mineur en ressources humaines et/ou financières

D = la gestion de cette espèce n'est pas nécessaire (par exemple : espèce qui ne persiste pas en absence de perturbations répétées de l'homme et/ou de réintroduction)

La question 18 prend en compte la durée d'intervention nécessaire pour contrôler l'espèce (par exemple : réduction à un niveau acceptable maintenu avec de moindres efforts) sur un site d'un hectare dans lequel elle est abondante ou bien établie. Cette durée comprend également les observations préalables et la surveillance (prise en compte de la longévité des graines, du temps de régénération, etc.).

A = espèce exigeant un contrôle d'au moins 10 ans

B = espèce exigeant un contrôle de 5 à 10 ans

C = espèce exigeant un contrôle de 2 à 5 ans

D = le contrôle, s'il est nécessaire, peu être réalisé en 2 ans au maximum

La question 19 se rapporte aux impacts que les méthodes utilisées pour la gestion peuvent provoquer sur les espèces indigènes (notamment en entraînant une diminution de l'abondance).

A = les impacts de la gestion sont souvent sévères. Les méthodes efficaces pour la gestion de l'espèce causent des réductions significatives et persistantes de l'abondance des espèces indigènes dans plus de 75 % des cas

B = les impacts de la gestion sont modérés. La réduction de l'abondance des espèces indigènes ou les autres conséquences indésirables se produisent dans 25 à 75 % des cas

C = les impacts de la gestion sont mineurs. Les méthodes efficaces pour la gestion de l'espèce ne causent des réductions importantes de l'abondance des espèces indigènes que dans moins de 25 % des cas

D = les impacts de la gestion sont négligeables ou rares. Les méthodes de gestion causent seulement des réductions éphémères.

Enfin, la dernière question (n° 20) concerne l'accessibilité des zones envahies car les espèces présentes dans des zones inaccessibles sont plus difficiles à contrôler.

A = les problèmes d'inaccessibilité sont importants : de nombreuses zones envahies (> 30 % de l'aire totale envahie) ne sont pas accessibles au traitement

B = les problèmes d'inaccessibilité sont moyens : un nombre substantiel de zones envahies restent inaccessibles (5 à 30 %)

C = les problèmes d'inaccessibilité sont faibles : un pourcentage relativement faible de la zone envahie reste inaccessible aux traitements (< 5 %)

D = les problèmes d'inaccessibilité sont rares ou insignifiants, il n'y a que peu ou pas de zones inaccessibles

2.1.2 - DETERMINATION DU " RANG D'IMPACT "

Ce protocole tient compte du fait que l'espèce de plante exotique peut avoir un impact sur la biodiversité naturelle par différents processus, que ces processus varient et que certains processus importants peuvent s'exclure mutuellement. Par exemple, une espèce qui a une large répartition et occupe déjà tous les habitats à l'intérieur d'une région d'intérêt (Section II) ne peut pas continuer de se disperser dans la même région d'intérêt (section III). Aussi, étant donné qu'il est rare d'être en mesure de répondre précisément à toutes les questions dans la première tentative d'évaluation d'une espèce, il peut être nécessaire de répondre "Inconnu" (U) ou de donner une réponse imprécise (par exemple, AB ou BD) à certaines des questions. Ces considérations sont prises en compte (en utilisant des points et des gammes de points) dans la détermination des quatre sous-catégories et du " rang d'impact " (*I-Rank*) pour chacune des espèces évaluées.

2.1.2.1 - Détermination des sous-catégories

Une valeur de points est attribuée à chaque réponse. Ces points (ou " fourchette " de points en cas d'une réponse moins précise) sont utilisés pour calculer des sous-catégories pour chaque section. Les différentes questions sont pondérées pour tenir compte de leur contribution relative dans chaque section. D'autre part, les points des quatre réponses de chaque question A, B, C, D suivent respectivement la proportion 3 :2 :1 :0.

Ensuite, pour chaque section, le total maximum de points est divisé en 4 tranches égales afin de déterminer les intervalles des sous-catégories (élevé, moyen, faible, insignifiant).

Question	Réponse A	Réponse B	Réponse C	Réponse D	Points	
Section I : Impacts écologiques						<i>Sous-catégorie I</i>
1	33	22	11	0	0-33	<i>78-102 : élevé</i> <i>52-77 : moyen</i> <i>27-51 : faible</i> <i>0-26 : insignifiant</i>
2	18	12	6	0	0-18	
3	18	12	6	0	0-18	
4	9	6	3	0	0-9	
5	24	16	8	0	0-24	
Section II : Distribution et abondance actuelles						<i>Sous-catégorie II</i>
6	15	10	5	0	0-15	<i>28-36 : élevé</i> <i>19-27 : moyen</i> <i>10-18 : faible</i> <i>0-9 : insignifiant</i>
7	15	10	5	0	0-15	
8	3	2	1	0	0-3	
9	3	2	1	0	0-3	
Section III : Evolution de la distribution et de l'abondance						<i>Sous-catégorie III</i>

10	18	12	6	0	0-18	<i>55-72 : élevé 37-54 : moyen 19-36 : faible 0-18 : insignifiant</i>
11	3	2	1	0	0-3	
12	9	6	3	0	0-9	
13	18	12	6	0	0-18	
14	6	4	2	0	0-6	
15	9	6	3	0	0-9	
16	9	6	3	0	0-9	
Section IV : Difficulté de gestion						<i>Sous-catégorie IV</i>
17	18	12	6	0	0-18	<i>39-51 : élevé 27-38 : moyen 14-26 : faible 0-13 : insignifiant</i>
18	15	10	5	0	0-15	
19	15	10	5	0	0-15	
20	3	2	1	0	0-3	

2.1.2.2 - Détermination du " rang d'impact "

Le score des quatre sous-catégories permet ensuite de déterminer le " rang d'impact " global (*I-Rang*). Les différentes sections sont pondérées pour tenir compte de leur contribution relative à l'impact global de l'espèce sur la biodiversité (sur 100 points possibles au total, 50 sont attribués à la section I, 25 à la section II, 15 à la section III et 10 à la section IV). D'autre part, les résultats obtenus par sous-catégories sont ramenés à des valeurs qui suivent respectivement la proportion 3 :2 :1 :0.

Enfin, le total maximum de points est divisé en 4 tranches égales afin de déterminer les intervalles du " rang d'impact " global (élevé, moyen, faible, insignifiant).

Section	Valeurs des sous-catégories				Points	<i>Rang d'impact</i>
	élevé	moyen	faible	insignifiant		
Impacts écologiques	50	33	17	0	0-50	<i>76-100 : élevé 51-75 : moyen 26-50 : faible 0-25 : insignifiant</i>
Distribution et abondance actuelles	25	17	8	0	0-25	
Evolution de la distribution et de l'abondance	15	10	5	0	0-15	
Difficultés de gestion	10	7	3	0	0-10	

Si une ou plusieurs sous-catégories ne sont pas précises (puisque les réponses aux questions peuvent être multiples) et s'étalent sur une gamme de plusieurs réponses (" élevé-moyen " par exemple) ou sont " Inconnues ", les totaux des points minimaux et maximaux pour la section pertinente sont calculés en comptant séparément les scores les plus faibles et les plus élevés afin de déterminer par la suite le rang d'impact.

Un rang d'impact recouvrant deux ou trois classes est acceptable (par exemple, " moyen-faible " ou " élevé-faible ") puisqu'au moins l'une des classes a été exclue. Cependant, si les

totaux de points maximaux et minimaux n'excluent aucun des quatre possibilités (" élevé-insignifiant "), le rang d'impact reste indéterminé (" inconnu ").

2.1.3 - ANALYSE DU PROTOCOLE ET CONCLUSION

Ce protocole d'évaluation des espèces de plantes invasives comporte deux phases :

- la première phase qui comporte deux questions est une étape de sélection permettant de déterminer si l'évaluation est nécessaire ou non.
- la seconde étape correspond à l'évaluation et comporte une vingtaine de questions réparties en quatre catégories permettant d'évaluer différents paramètres.

Les réponses aux deux premières questions sont simples (oui ou non). Lorsque les deux réponses sont positives, l'évaluation doit être faite. Il s'agit alors de répondre aux questions en faisant un choix parmi les cinq réponses proposées. Chaque réponse se rapporte à un nombre de points et plus le score est élevé, plus le risque est grand. Lorsque plusieurs réponses sont possibles, la gamme de score est prise en compte dans sa globalité.

Les points obtenus en répondant aux questions permettent d'attribuer des scores pour chacune des quatre catégories recouvrant les 20 questions. Ces scores permettent par la suite d'attribuer un score global correspondant à un " rang d'impact " qui peut au final être insignifiant, faible, moyen ou élevé. Chaque question puis chaque section sont pondérées pour obtenir ce score global. Lorsque le rang d'impact global ne peut pas être déterminé, il est souhaitable de réaliser une nouvelle évaluation de l'espèce en cause. En revanche, lorsque le rang d'impact est élevé, l'espèce représente une menace sévère pour les espèces natives et pour les communautés écologiques, lorsqu'il est moyen, la menace est modérée, etc.

La feuille de réponse est disponible notamment en format Excel permettant de calculer directement les scores : <http://www.natureserve.org/getData/plantData.jsp> (consultation en août 2009).

Il s'agit d'un protocole très détaillé qui s'appuie sur les impacts écologiques des espèces, leur répartition et leur abondance ainsi que sur les difficultés de leur gestion. Chaque réponse doit être justifiée par un commentaire d'expert, une référence bibliographique ou toute autre source d'informations ce qui réduit la subjectivité de ces réponses.

Les justifications des réponses demandées et le nombre et la précision des questions en font un protocole long à remplir mais les propositions faites permettent d'orienter les réponses.

2.2 - Méthode développée par Reichard et Hamilton⁵ : " Prédire les invasions de plantes ligneuses introduites en Amérique du Nord "

2.2.1 - DETAILS DE LA METHODE

2.2.1.1 - Introduction

De nombreuses espèces ont été introduites en Amérique du Nord en fonction de leurs caractéristiques, principalement pour l'aménagement paysager, pour l'agriculture ou la sylviculture. Pendant des décennies, les éventuels effets négatifs liés à une invasion potentielle étaient peu ou pas pris en compte dans les choix d'introduction. Une prise de conscience croissante des problèmes que les espèces exotiques peuvent causer à l'environnement s'est fait jour depuis plusieurs années.

Aux Etats-Unis, la " loi fédérale sur les espèces végétales nocives " (The Federal Noxious Weed Act of 1974 ("FNWA", Pub.L. 93-629, 88 Stat. 2148, enacted January 3, 1975)) constitue la seule réglementation concernant la restriction des " mauvaises herbes " en interdisant notamment l'importation d'espèces répertoriées. L'objectif de cette loi est de restreindre les mouvements d'espèces connues pour causer des impacts en prenant des mesures de gestion dès qu'une espèce présente un risque important. En revanche, elle n'exige pas d'évaluation concernant les nouvelles espèces au moment de l'introduction. Ainsi, comme il n'existe que très peu de restrictions sur l'importation des espèces, les jardins botaniques, les pépinières, les organismes agricoles et les particuliers peuvent importer et échanger des graines à volonté tant que les espèces n'apparaissent pas sur la liste des " mauvaises herbes " et ne sont pas connues pour héberger des parasites pour l'agriculture.

Différentes stratégies ont été envisagées concernant l'importation et la détection des plantes potentiellement envahissantes au moment de l'introduction. La stratégie retenue consiste à réaliser une estimation du potentiel d'invasion d'après des informations disponibles sur d'autres espèces envahissantes. Il s'agit d'une approche basée sur les caractéristiques des plantes et permettant une plus grande prudence vis-à-vis de l'environnement que le cadre des lois en vigueur.

L'objectif de ce protocole est de déterminer s'il existe des caractéristiques des plantes corrélées avec leur potentiel invasif. L'étude est réalisée à partir d'analyses rétrospectives des caractères des plantes envahissantes et non envahissantes pour développer des modèles statistiques et un arbre de décision pour évaluer le potentiel envahissant de nouvelles espèces introduites. Ces informations pourraient ensuite servir à la élaboration d'une réglementation.

⁵ S. H. Reichard and C. W. Hamilton. Predicting invasions of woody plants introduced into North America. Conservation Biology, 11(1) : 193-203, February 1997.

2.2.1.2 - Méthode

2.2.1.2.1 Sélection d'espèces

Les analyses ont porté sur les caractéristiques des espèces de plantes ligneuses connues pour avoir été introduites en Amérique du Nord avant 1930. Ces espèces ont été séparées en deux groupes :

- les espèces envahissantes qui maintiennent des populations en dehors des zones de culture. Elles ont été déterminées grâce à l'aide du Département de l'Agriculture des Etats Unis et à des vérifications auprès de gestionnaires de ressources. 235 espèces, de 53 familles et 125 genres, ont été dénombrées dont 76 particulièrement préoccupantes (" Ravageurs ").
- les espèces non envahissantes. Ces espèces, listées dans les banques de graines au début du siècle ne se sont pas maintenues hors des zones de cultures. 114 espèces appartenant à 48 familles et 80 genres ont été retenues.

2.2.1.2.2 Caractéristiques et analyses des données

La sélection s'est portée sur des traits d'histoire de vie qui peuvent, a priori, influencer directement ou indirectement le potentiel invasif des espèces :

- répartition d'origine
- caractère invasif dans d'autres régions
- longévité des feuilles
- polyploïdie
- système de reproduction
- période juvénile minimale
- durée de la période de floraison
- saison de floraison
- durée de la période de fructification
- saison de la fructification
- mécanisme de dispersion
- taille des graines
- exigences requises pour la germination des graines

Une analyse discriminante a été utilisée pour trouver des combinaisons linéaires de caractères qui maximisent la variation entre ces deux groupes tout en minimisant la variation au sein de chaque groupe. Ainsi, pour créer les modèles, ce sont les caractères qui, combinés avec d'autres, ont montré le plus fort pouvoir discriminant qui ont été retenus. Les modèles ont été élaborés à partir d'une sélection aléatoire de 75 % environ des espèces et testés sur la portion restante. Les espèces qui avaient des variables manquantes pour l'un des caractères ont été omises, ce qui réduit le nombre total d'espèces utilisées pour le modèle.

Le processus a été répété pour un ensemble de données qui ne comprenait que des angiospermes introduits en région tempérée d'Amérique de Nord (par exemple, les conifères et les espèces du sud de la Floride ont été omises car les attributs uniques de ces deux groupes pouvaient rendre le modèle moins efficace pour le reste des espèces), puis, une nouvelle fois,

pour une série d'espèces excluant les espèces connues pour être envahissantes dans d'autres régions.

Des arbres de classification et de régression ont été établis pour tester s'il était possible de prédire le potentiel invasif en se basant sur les caractères analysés. L'objectif était de prédire à quelle classe appartenait une espèce en utilisant une analyse de la structure des données disponibles sur l'espèce. Contrairement à l'analyse discriminante, l'arbre de classification et de régression ne recherche pas de combinaison linéaire entre les caractères mais décompose l'ensemble des données caractère par caractère afin de développer une ramification dichotomique pour la prise de décision.

Différentes possibilités ont été étudiées jusqu'à obtenir un " arbre " simplifié présentant le plus faible taux d'erreur dans la classification invasive/non-invasive. En complément de la discrimination invasives / non-invasives, ce modèle propose une troisième catégorie correspondant à un "besoin d'analyse complémentaire". Cette dernière catégorie reconnaît que le potentiel invasif de certaines espèces ne peut pas être facilement déterminé car le risque d'établissement ne peut pas être précisément établi sans examen supplémentaire de certaines caractéristiques. Dans ce cas, il faudrait que les espèces soient interdites tant que les études complémentaires n'ont pas été menées.

2.2.1.3 - Résultats

2.2.1.3.1 Analyse discriminante

Certains des caractères associés positivement ou négativement au potentiel d'invasion sont liés à des facteurs taxonomiques et géographiques. Par exemple, la persistance des feuilles, la floraison en hiver, la nécessité de froid pour la germination des graines, les espèces natives des régions tempérées d'Asie ou d'autres régions d'Amérique du Nord (hors zone d'intérêt) et l'hybridation interspécifique (produisant souvent une descendance stérile), sont des traits de caractère associés aux espèces non-invasives. En revanche, une espèce connue pour être envahissante dans d'autres régions semblables, une reproduction végétative, des fleurs parfaites, une longue période de fructification et l'absence de traitement pour la germination des graines sont des caractères liés aux espèces invasives.

Trois modèles d'analyse discriminante ont été réalisés (Tableau 1).

Le premier modèle prend en compte l'ensemble des types d'espèces et des caractéristiques cités précédemment. Il a été conçu en utilisant 149 espèces (72 %) et a été testé sur les 58 espèces restantes. Ce modèle a permis de classer correctement 86,2 % des espèces avec un taux de classification correct pour les espèces invasives élevé à 97,1 % (seulement une espèce invasive avérée avant le test n'a pas été classée comme telle). En revanche, le modèle n'a classé correctement que 70,8 % des espèces non-invasives.

Le second modèle créé uniquement à partir des espèces d'angiospermes ne tient compte que de cinq des traits de caractères précédemment cités (la persistance des feuilles, l'espèce connue pour être envahissante dans d'autres régions, la reproduction végétative, l'espèce native d'autres régions d'Amérique du Nord et l'hybridation interspécifique). Ce modèle a été créé à partir de 169 espèces (70 %) et testé sur 71 espèces (28 %). Au total, 81,7 % des

espèces ont été bien classées avec 93,8 % des espèces invasives bien classées mais seulement 56,5 % des espèces non-invasives.

Tableau 1 : Résultats des modèles d'analyse discriminante

Groupes d'espèces	Nombre d'espèces	Prédictions du modèle (%)		Classification générale (%)
		Invasifs	Non-invasifs	
Toutes les espèces				
Invasives	34	33 (97,1)	1 (2,9)	86,2
Non-invasives	24	7 (29,2)	17 (70,8)	
Angiospermes des régions tempérées				
Invasives	48	45 (93,8)	3 (6,3)	81,7
Non-invasives	23	10 (43,5)	13 (56,5)	
Exclusion des espèces déjà connues pour être envahissantes				
Invasives	33	29 (87,9)	4 (12,2)	76,5
Non-invasives	18	8 (44,4)	10 (55,6)	

Enfin, le dernier modèle exclu les espèces déjà connues pour être envahissantes. Il s'appuie sur les mêmes caractéristiques que le modèle complet à l'exception de la perfection des fleurs, de la floraison en hiver et du besoin de froid pour la germination des graines. Il a été créé à partir de 233 espèces (82 %) et testé sur les 51 espèces restantes (18 %). Ce modèle a permis de classer correctement 76,5 % des espèces invasives et 55,6 % des espèces non-invasives.

2.2.1.3.2 *Arbres de classification et de régression*

L'arbre de classification et de régression "simplifié" (Tableau 2) prend uniquement en compte quatre variables : les espèces natives d'Amérique du Nord, la reproduction végétative, l'hybridation interspécifique et le fait d'être une espèce envahissante dans d'autres régions du monde. Trois de ces critères suffisent (exclusion de la reproduction végétative) lorsque tous les types d'espèces sont pris en compte et, à l'inverse de l'analyse discriminante, pour que l'arbre de classification et de régression soit plus précis pour le classement des espèces non-invasives (82 %) que pour les espèces invasives (73 %). A l'inverse, les espèces invasives sont surtout identifiées par la reproduction végétative et le fait d'être une espèce invasive dans d'autres régions du monde.

Tableau 2 : Résultats des modèles d'arbres de classification et de régression

Groupes d'espèces	Nombre d'espèces	Prédictions du modèle (%)		Classification générale (%)
		Invasifs	Non- invasifs	
Toutes les espèces				
Invasives	157	114 (73)	43 (27)	76
Non-invasives	94	17 (18)	77 (82)	
Angiospermes des régions tempérées				
Invasives	134	129 (96)	5 (4)	77,3
Non invasives	74	41 (55)	33 (45)	

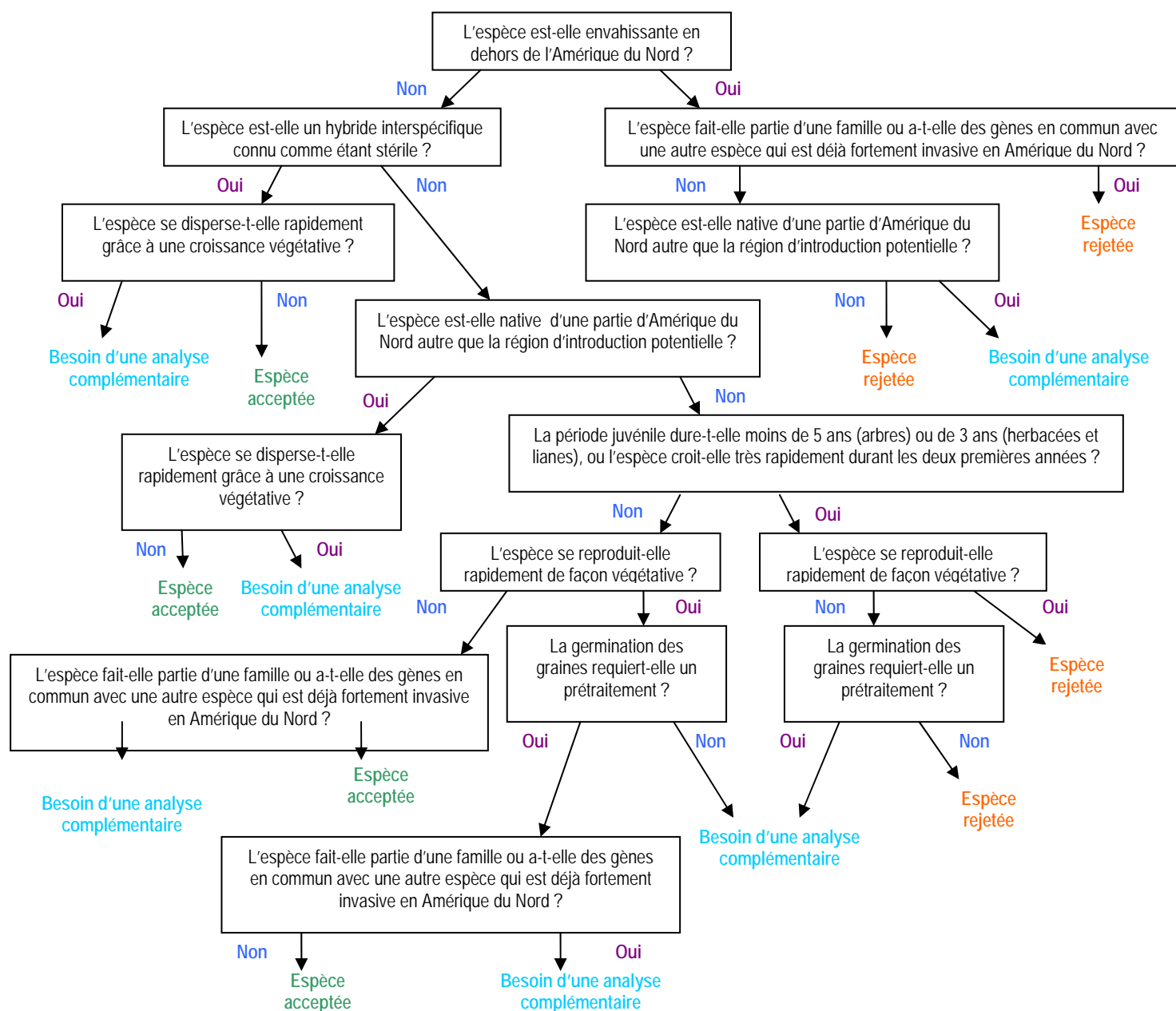
Le modèle d'arbre de classification et de régression créé et utilisé seulement pour les angiospermes ne tient compte que de deux caractères : les espèces natives d'Amérique du

Nord et l'hybridation interspécifique. Ces caractéristiques sont suffisantes pour déterminer les espèces envahissantes (96 % bien classées) mais pas les espèces non-invasives puisque seulement 45 % de ces dernières sont bien classées. L'erreur de classement vient d'une simplification excessive des branches de l'arbre.

2.2.1.3.3 Arbre de décision

L'arbre de décision utilise les éléments importants des analyses précédentes et tient aussi compte de la relation entre l'espèce étudiée et les familles d'espèces ou les gènes en commun avec une autre espèce qui est déjà connue pour être invasive en Amérique du Nord.

Figure 1 : Arbre de décision pour les espèces ligneuses invasives d'Amérique du Nord



Tout comme l'analyse discriminante ou l'arbre de classification et de régression, l'arbre de décision a aussi une haute valeur prédictive.

Tableau 3 : Validation de l'arbre de décision

Groupes d'espèces	Nombres d'espèces	Statut d'admission de l'espèce		
		Acceptée	Admission rejetée	Analyse complémentaire
Invasives	204	3 (2 %)	174 (85 %)	27 (13 %)
Ravageurs	76	0	67 (88 %)	9 (12 %)
Non-invasives	87	40 (46 %)	16 (18 %)	31 (36 %)

Seules trois espèces invasives (mineures) ont été acceptées par l'arbre de décision. En revanche, aucune espèce de " ravageurs " n'a été gardée par ce modèle.

85 % des espèces invasives incluant 88 % des espèces de ravageurs ont été rejetées. L'exclusion de la plupart de ces espèces est due d'une part, à l'appartenance à une famille ou à la possession de gènes identiques avec une autre espèce déjà connue pour être envahissante en Amérique du Nord et d'autre part, au fait de ne pas être originaire d'une autre région d'Amérique du Nord. Cependant, même lorsque cette branche de l'arbre de décision est exclue, peu d'espèces invasives (8) et une seule espèce de ravageur sont admises sans conditions par le reste de l'arbre. Cela indique que ce modèle reste efficace même en absence d'une partie des informations sur le potentiel invasif de ces espèces dans les autres régions du monde.

Dans la validation du modèle, une analyse complémentaire avant acceptation ou refus est recommandée pour 13 % des espèces invasives. Cela pourrait entraîner une admission conditionnelle et sous surveillance.

En revanche, comme pour l'analyse discriminante, le taux d'exactitude de prévision est plus faible concernant les espèces non-invasives : 46 % admises, 18 % rejetées et 36 % nécessitant une analyse complémentaire.

2.2.1.4 - Discussion

Les invasions biologiques sont un problème international et de nombreuses méthodes existent pour prédire le potentiel invasif des espèces. Cependant, en raison des variables environnementales et des manques d'informations sur certaines caractéristiques évaluées, aucune méthode ne peut fournir des résultats absolument exacts.

Néanmoins, les analyses présentées dans cet article ont permis de prédire le potentiel invasif des plantes introduites en Amérique du Nord avec un niveau de précision jugé satisfaisant. En utilisant des informations sur certaines caractéristiques des plantes, disponibles par le biais des sources publiées ou d'herbiers, les taux de prédiction globaux sont de 76 % pour l'arbre de classification et de régression et de 86,2 % pour l'analyse discriminante.

Le facteur prédictif le plus fiable dans les modèles est de savoir si l'espèce est connue pour être déjà envahissante dans d'autres régions du monde. Cependant, bien que cette variable soit la plus discriminante, les résultats obtenus sans en tenir compte pour l'analyse discriminante donnent 76,5 % d'espèces bien classées. Ainsi, les attributs biologiques et géographiques

peuvent être utilisés pour évaluer le potentiel invasif en absence de connaissances sur le comportement invasif avéré.

La plus grande difficulté pour ces deux modèles (analyse discriminante et arbre de classification et de régression) est de déterminer de façon précise les espèces qui ne sont pas invasives. Ces espèces semblent être mieux décrites par le modèle de l'arbre de classification et de régression utilisant l'ensemble des espèces : elles sont identifiées comme n'étant pas invasives dans d'autres régions du monde, étant originaires d'Amérique du Nord et étant des hybrides interspécifiques.

L'arbre de décision, développé à partir de l'analyse discriminante et de l'arbre de classification et de régression ainsi que des comparaisons de caractéristiques, est une technique simple et précise d'évaluation qui utilise différentes possibilités d'association de caractéristiques. D'autre part, les informations nécessaires pour mener à bien l'évaluation sont souvent aisément disponibles dans la littérature. Les résultats permettent de proposer la "décision politique" envisageable : acceptation, rejet ou nécessité d'une analyse complémentaire. Ainsi, cet arbre de décision peut permettre d'orienter les choix vers l'introduction d'espèces horticoles et agricoles originaires d'Amérique du Nord ou vers le développement d'hybrides interspécifiques stériles.

En revanche, les modèles et l'arbre de décision présentés dans cet article ne permettent pas de prédire quels seront les impacts de la dispersion d'une plante introduite. Evaluer les impacts après l'établissement d'une plante est beaucoup plus difficile et demande davantage d'informations.

Enfin, ces modèles peuvent être utilisés pour d'autres groupes taxonomiques en excluant ou en remplaçant les détails spécifiques.

2.2.1.5 - Conclusion

Les modèles décrits dans cet article montrent qu'il est possible de prédire le succès d'une invasion à partir des caractéristiques connues des espèces autochtones et exotiques. L'arbre de décision prouve que la méthode de prédiction peut être accessible, simple et précise. Ces prédictions peuvent servir à mettre en place une politique pour l'introduction des espèces : l'importation pourrait être possible si et seulement si l'espèce ne présente pas de risque.

Différentes recommandations sont à suivre : par exemple, ne pas introduire d'espèces dont le potentiel invasif est avéré dans d'autres régions du monde, continuer les recherches pour accroître les connaissances sur la biologie des espèces envahissantes, éduquer et sensibiliser à l'utilisation des protocoles de dépistage.

Ce système de prévention est relativement facile et peu coûteux à mettre en œuvre et permet de protéger les écosystèmes des espèces envahissantes.

2.2.2 - ANALYSE DU MODELE " ARBRE DE DECISION " ET PERSPECTIVES

2.2.2.1 - Analyse

Ce modèle d'arbre s'appuie sur des caractéristiques simples à déterminer portant principalement sur la biologie des espèces (taxonomie, génétique, reproduction) et sur leur écologie (origine, répartition). En revanche, il n'est pas utile de connaître les voies d'introduction de l'espèce. Les mêmes questions peuvent être récurrentes à différents niveaux des branches de l'arbre. Les choix de réponses sont dichotomiques et aboutissent, au final, sur trois propositions de solutions : espèce acceptée (introduction possible), espèce rejetée (risque d'invasion, introduction qui doit être interdite) et besoin d'une analyse supplémentaire (introduction de l'espèce présentant un risque et nécessitant l'analyse de nouveaux traits de caractère). Il s'agit d'une méthode rapide d'utilisation car l'arbre ne propose que peu de questions (14 au total).

Cet arbre de décision, adapté à l'évaluation du potentiel invasif des végétaux ligneux et conçu pour l'Amérique du Nord, donne des résultats satisfaisants (près de 90 % d'espèces bien classées) pour la classification des invasives avérées lors des tests réalisés pour la rédaction de l'article et des résultats plus mitigés pour les espèces non-invasives (un peu moins de 50 % d'espèces bien classées).

2.2.2.2 - Perspectives

La performance de ce modèle en a fait devenir l'objet d'une tentative d'adaptation et d'optimisation au niveau de la région Méditerranéenne (C. Bresch, 2008⁶).

L'optimisation est passée par différentes phases. Au final, les modifications du modèle donnant les meilleurs résultats, portent sur l'échelle géographique qui est ramenée au niveau européen puis français et sur l'utilisation de données nationale et régionale des Conservatoires Botaniques. A l'issue de ces modifications, le modèle ne commet toujours aucune erreur de classification pour les espèces invasives avérées mais améliore la classification des espèces non-invasives avérées.

Ce modèle optimisé reste à être testé sur un échantillon d'espèces végétales ornementales ligneuses et herbacées pour pouvoir préciser son efficacité pour l'évaluation du potentiel invasif de végétaux ligneux et connaître son éventuelle possibilité d'adaptation dans le cas des espèces herbacées.

⁶ C. Bresch. *Végétaux ligneux allochtones : adaptation d'un outil d'évaluation du risque d'invasion en région méditerranéenne française*. 2008. Mémoire en vue de l'obtention du titre d'Ingénieur diplômé par l'Etat, spécialité agriculture. Sup Agro Montpellier, INRA. 113 pages.

2.3 - *Modèle développé par Pheloung et al.⁷ : " Un modèle d'évaluation des risques des " mauvaises herbes " utilisé comme un outil de biosécurité évaluant les introductions de plantes "*

2.3.1 - DETAILS DE LA METHODE

2.3.1.1 - Introduction

De nombreuses " mauvaises herbes " introduites délibérément en Australie ont des impacts importants notamment sur les milieux naturels et sur l'économie. Ainsi, pour les nouvelles espèces qui pourraient être introduites, il est nécessaire d'évaluer le potentiel de chaque espèce à devenir une " mauvaise herbe " et à devenir envahissante.

Pour être un système d'évaluation de la biosécurité acceptable, le modèle d'évaluation des risques doit être calibré et validé à partir d'un grand nombre d'espèces déjà présentes dans le pays considéré. Ces espèces doivent couvrir le spectre complet des espèces susceptibles d'être rencontrées dans le pays suite à des importations. D'autre part, le modèle doit faire la distinction entre les " mauvaises herbes " qui doivent être rejetées et les autres espèces qui doivent être acceptées. La proportion d'espèces nécessitant une nouvelle analyse doit être la plus faible possible.

Cet article décrit un modèle d'évaluation des risques des " mauvaises herbes " (" *Weed Risk Assessment* " ou *WRA*) qui utilise des informations disponibles sur des espèces déjà connues comme étant des " mauvaises herbes " dans d'autres régions du monde, les préférences climatiques et environnementales et les caractéristiques biologiques. Ce modèle est applicable en Australie. Un essai d'adaptation a été réalisé pour la Nouvelle-Zélande.

2.3.1.2 - Méthode et résultats

2.3.1.2.1 Réalisation de l'analyse de risque en Australie

Cette analyse de risque comporte 49 questions portant sur les caractéristiques spécifiques des plantes susceptibles de devenir des " mauvaises herbes " en agriculture ou pour l'environnement.

Ces questions sont réparties en trois sections :

- biogéographie-histoire (section A) comprenant des questions sur la culture, les préférences climatiques et sur le potentiel envahissant dans d'autres régions du monde
- caractéristiques indésirables (section B) (toxicité, parasitisme, adaptation aux zones peu fertiles...)
- biologie-écologie (section C) avec des questions se rapportant à la reproduction, la propagation et la persistance de l'espèce.

⁷ Pheloung, P. C., Williams, P. A., Halloy, S. R., A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management* (1999) 57, 239-251

Ces questions sont donc principalement liées à l'agriculture (A), à l'environnement (E) ou communes aux deux (C). Elles sont associées à un système de points et le score final est utilisé pour déterminer si l'introduction de l'espèce considérée est acceptée (score <1), rejetée (score >6) ou s'il y a nécessité d'une nouvelle analyse (score compris entre 1 et 6).

Pour que ce modèle d'évaluation des risques soit considéré comme valable, il faut au moins que 10 questions au total soient renseignées : 2 dans la section A, 2 dans la section B et 6 dans la section C. Cependant, plus le nombre de réponse est important, plus l'évaluation est fiable.

Tableau 4 : Feuille d'évaluation des risques

Section	Question		Réponse	Score	Score si "non"	Score si "oui"	
	N°	Enoncé					
A = Biogéographie / Histoire	1 = Domestication / Culture						
	C	1.01	L'espèce est-elle fortement domestiquée ?			0	-3
	C	1.02	L'espèce s'est-elle naturalisée là où elle est cultivée ?			-1	1
	C	1.03	L'espèce fait-elle partie des races de mauvaise herbe			-1	1
	2 = Climat et répartition						
		2.01	Espèce adaptée au climat australien (0=faible, 1=intermédiaire, 2=élevé)			2 (réponse par défaut)	
		2.02	Qualité de la correspondance climatique (0=faible, 1=intermédiaire, 2=élevé)			2 (réponse par défaut)	
	C	2.03	Adaptation globale au climat			0	1
	C	2.04	Indigène ou naturalisée dans des régions avec des longues périodes sèches			0	1
		2.05	L'espèce a-t-elle une histoire d'introductions répétées hors de sa zone d'origine ?				
	3 = Est-ce une adventice ailleurs ?						
	C	3.01	Espèce naturalisée au-delà de sa zone d'origine				
	E	3.02	Adventice des jardins, espaces verts, zones perturbées				
	A	3.03	Mauvaise herbe en agriculture, horticulture ou foresterie				
	E	3.04	Adventice de l'environnement				
	3.05	Congénère de mauvaises herbes					

Les questions 1.02 et 1.03 sont à renseigner uniquement lorsque la réponse à la question 1.01 est positive, sinon répondre à la question 2.01.

La réponse aux questions 2.01 et 2.02 est 2 par défaut à moins qu'une analyse du climat soit faite.

Table de correspondance pour la section 3									
Si "oui" aux questions 3.01 à 3.05									
Si	2.01	0	0	0	1	1	1	2	2
	2.02	0	1	2	0	1	2	0	1
Alors	3.01	2	1	1	2	2	1	2	2
	3.02	2	1	1	2	2	1	2	2
	3.03	3	2	1	4	3	2	4	4
	3.04	3	2	1	4	3	2	4	4
	3.05	2	1	1	2	2	1	2	2
Si "non" aux questions 3.01 à 3.05									
Si	2.05	?		oui		non			
Alors	3.01	-1		0		-2			
	3.02 à 3.05	0		0		0			

B = caractéristiques indésirables	4 = Caractéristiques indésirables						
	A	4.01	Produit des épines ou s'accroche aux vêtements ou aux poils des animaux			0	1
	C	4.02	Allélopathique			0	1
	C	4.03	Parasite			0	1
	A	4.04	Non consommée par les animaux de pâture			-1	1
	C	4.05	Toxique pour les animaux			0	1

C	4.06	Hôte pour des organismes nuisibles reconnus			0	1
C	4.07	Provoque des allergies ou est toxique pour les humains			0	1
E	4.08	Créé un risque d'incendie dans les écosystèmes naturels			0	1
E	4.09	Est une plante tolérante à l'ombre à certains stades de son cycle biologique			0	1
E	4.10	Pousse sur des sols infertiles			0	1
E	4.11	Est grimpante et/ou étouffante			0	1
E	4.12	Forme des peuplements denses			0	1
5 = Type de plante						
E	5.01	Aquatique			0	5
C	5.02	Herbacée			0	1
E	5.03	Plante ligneuse fixant l'azote			0	1
C	5.04	Géophyte			0	1
6 = Reproduction						
C	6.01	Preuve de l'échec important de la reproduction dans l'habitat indigène			0	1
C	6.02	Produit des semences viables			-1	1
C	6.03	S'hybride naturellement			-1	1
C	6.04	Autocompatible ou apomictique			-1	1
C	6.05	Besoin de pollinisateurs spécialistes			0	-1
C	6.06	Reproduction par fragmentation végétative			-1	1
C	6.07	Durée minimale pour se reproduire (années)				
7 = Mécanismes de dispersion						
A	7.01	Propagules pouvant être dispersées non-intentionnellement			-1	1
C	7.02	Propagules dispersées intentionnellement par les humains			-1	1
A	7.03	Propagules pouvant être dispersées sous forme de contaminants des produits			-1	1
C	7.04	Propagules adaptés à la dispersion par le vent			-1	1
E	7.05	Propagules dispersées par l'eau			-1	1
E	7.06	Propagules dispersées par les oiseaux			-1	1
C	7.07	Propagules dispersées par d'autres animaux (de façon externe)			-1	1
C	7.08	Propagules survivant à un passage par le système digestif			-1	1

Table de correspondance pour la question 6.07			
Années	1	2	4
Scores	1	0	-1

8 = Attributs pour la persistance						
C	8.01	Production de semences prolifique (>2000 /m ²)			-1	1
A	8.02	Indice qu'un stock persistant de propagules est formé (>1 an)			-1	1
A	8.03	Bien contrôlé par les herbicides			1	-1
C	8.04	Tolère, ou profite de, la mutilation ou la culture			-1	1
E	8.05	Ennemis naturels efficaces en Australie			1	-1

			Score total	Catégorie correspondante
	Score total		< 1	Acceptée
	Catégorie		1 à 6	Nouvelle analyse
	Score en agriculture (A + C)		> 6	Rejetée
	Score en environnement (E + C)			

Pour avoir une comparaison avec le modèle, une douzaine d'experts australiens ont défini le statut et l'"utilité" des espèces testées par le modèle. Les experts ont attribués un score de 0 : espèce n'étant pas considérée comme une "mauvaise herbe", 1 : "mauvaise herbe" mineure et 2 : "mauvaise herbe" avérée.

2.3.1.2.2 Résultats de l'analyse des risques en Australie

Ce modèle a été testé sur 370 espèces déjà présentes et connues en Australie et représentant aussi bien des espèces de plantes considérées comme des "mauvaises herbes" pour l'environnement et l'agriculture que des espèces utiles. 81 % des 370 espèces sont considérées dans certains contextes comme des "mauvaises herbes". D'autre part, sur ces 370 espèces, 63 % sont considérées comme utiles (dont 45 % de "mauvaises herbes" et 18 % d'autres espèces) et 37 % comme "non utiles".

Le système a été jugé sur sa capacité à évaluer correctement les espèces : rejet des "mauvaises herbes", acceptation des autres espèces et faible proportion d'espèces soumises à une nouvelle évaluation. Les distributions des fréquences cumulées des scores de l'analyse des risques pour chaque type de plantes (toutes les plantes, les "mauvaises herbes" avérées et mineures et les espèces n'étant pas considérées comme des "mauvaises herbes") ont servi pour définir les scores délimitant les différentes catégories de risque. Les scores critiques retenus sont 0 et 6 permettant de délimiter les espèces acceptées (<0), rejetées (>6) et nécessitant une nouvelle analyse (entre 0 et 6). Ainsi, aucune espèce de "mauvaise herbe" avérée n'est acceptée et moins de 10 % des espèces n'étant pas des "mauvaises herbes" sont rejetées.

Le modèle de l'analyse des risques est bien corrélé avec les classifications faites par les experts.

2.3.1.2.3 Adaptation du modèle d'analyse des risques à la Nouvelle-Zélande

Certaines questions, concernant notamment le climat et la couverture des sols, ont été modifiées pour adapter le modèle à la Nouvelle-Zélande car les conditions sont différentes (par exemple, les "sols infertiles" sont remplacés par "une série de conditions du sol" car la Nouvelle-Zélande compte moins de sols infertiles que l'Australie).

Étant donné qu'aucune des questions modifiées n'altère le système des scores, ces derniers sont directement comparables.

2.3.1.2.4 Tests et résultats du modèle pour la Nouvelle-Zélande

2.3.1.2.4.1 Tests

Une comparaison a été faite entre le modèle d'analyse des risques et des avis d'experts. Les tests ont été réalisés en réalisant des contrôles croisés sur les variations et les biais possibles et en utilisant des données se référant aux mêmes taxons.

Tout d'abord, 291 taxons (198 aussi présents en Australie et 93 considérés comme nuisibles en Nouvelle-Zélande) ont été évalués par P.A. Williams (un des auteurs de cet article) à partir de la littérature internationale, des différentes flores et bases de données. L'évaluation s'est faite comme si ces taxons n'étaient pas encore présents en Nouvelle-Zélande. Les scores obtenus grâce à l'analyse des risques (14 à 29) ont été normalisés de 0 à 1 pour permettre des comparaisons. Les valeurs seuils sont 0,326 et 0,425 (acceptation $<0,326<$ nouvelle évaluation $<0,465<$ rejet).

Ensuite, 13 experts (différenciés par P.A. Williams, sans les en informer pour éviter les partis-pris, en 7 " botanistes ", 3 " agriculteurs " et 3 " conservateurs ") ont classés ces mêmes taxons dans les catégories : taxon n'étant pas considéré comme une "mauvaise herbe", "mauvaise herbe" mineure et "mauvaise herbe avérée". Cette classification a été faite sans tenir compte de la valeur économique des différents taxons.

Enfin, 195 taxons, pour lesquels les informations étaient disponibles, ont été évalués en tenant compte de leur valeur économique. La valeur économique de chaque taxon a été évaluée par S.R. Halloy (un des auteurs de l'article) entre 0 et 5 puis normalisée entre 0 et 1. Cinq classes ont été établies pour permettre une comparaison entre les résultats du modèle et des différents experts (exprimés en pourcentage d'espèces acceptées ou refusées par rapport au modèle).

Pour finir, les scores globaux pour les modèles d'analyses des risques australien et néo-zélandais (dérivés dans les deux pays) ont été comparés pour les 198 taxons présents sur les deux territoires.

2.3.1.2.4.2 Résultats

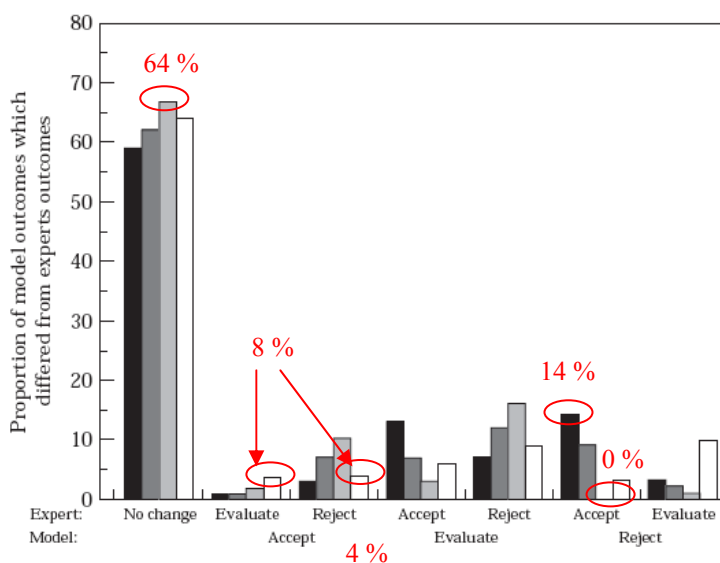
Les scores combinés et leur variabilité ainsi que leur transcription en classification par catégories (acceptée, à évaluer, rejetée) montrent une forte similitude entre les résultats obtenus par l'évaluation des risques néo-zélandaise et la moyenne des scores des 13 experts. En revanche la répétition des réponses du modèle néo-zélandais est moins variable que la répétition des réponses des experts. Cette variation importante des scores peut s'expliquer par la variabilité des réponses individuelles des experts, même au sein des différents groupes. Par exemple, les notes données par les " conservateurs " varient moins que celles données par les autres groupes d'experts (19,5 % de variation contre 31,3 % pour les " botanistes " et 33,8 % pour les " agriculteurs "). De plus, cette catégorie d'experts a tendance à rejeter la plupart des taxons (89 %) alors que les " agriculteurs " et les " botanistes " en acceptent en plus grande proportion (respectivement 59 % et 70 % de taxons rejetés). En revanche, quelque soit leur catégorie, les experts ont une tendance plus marquée que le modèle à accepter ou à refuser un taxon directement (le modèle soumet 21 % des taxons à une nouvelle analyse contre 5 % pour les " botanistes ", 6 % pour les " agriculteurs " et 4 % pour les " conservateurs").

64 % des taxons sont classés de la même façon par le modèle et par les experts (figure 1) et 93 % des taxons classés comme nécessitant une nouvelle évaluation ou rejetés par le modèle le sont aussi pour les experts. D'autre part, seulement 4 % des taxons acceptés par le modèle sont rejetés par les experts (Figure 1).

Il existe donc des différences entre les recommandations du modèle et celles des experts. Cependant, une plus grande permissivité du modèle par rapport à l'avis des experts pourrait permettre l'introduction de "mauvaises herbes" si celui-ci est utilisé seul comme outil de détection. En effet, 8 % des espèces acceptées par le modèle sont à évaluer de nouveau ou rejeter par les experts (figure 1). Inversement, une plus grande sévérité de l'évaluation du modèle par rapport à l'avis des experts peu entrainer le rejet de taxons n'étant pas des "mauvaises herbes".

Figure 1 : Comparaison entre les résultats du modèle d'évaluation des risques en Nouvelle-Zélande et ceux des groupes d'experts (exprimés en pourcentages)

- agriculteurs (251 espèces testées)
- botanistes (288 espèces testées)
- conservateurs (291 espèces testées)
- tous les experts confondus (291 espèces testées)



D'autre part, le modèle a été plus précautionneux que les experts pour environ 19 % des 291 espèces testées (56 taxons). 8 taxons rejetés par le modèle sont acceptés par les experts parmi lesquels des espèces connues pour être envahissantes dans d'autres régions du monde (par exemple : *Acer negundo* et *Ailanthus altissima*) et 18 espèces soumises à une nouvelle évaluation par le modèle mais acceptées par les experts comprennent des espèces cultivées en agriculture (par exemple : *Zea mays*).

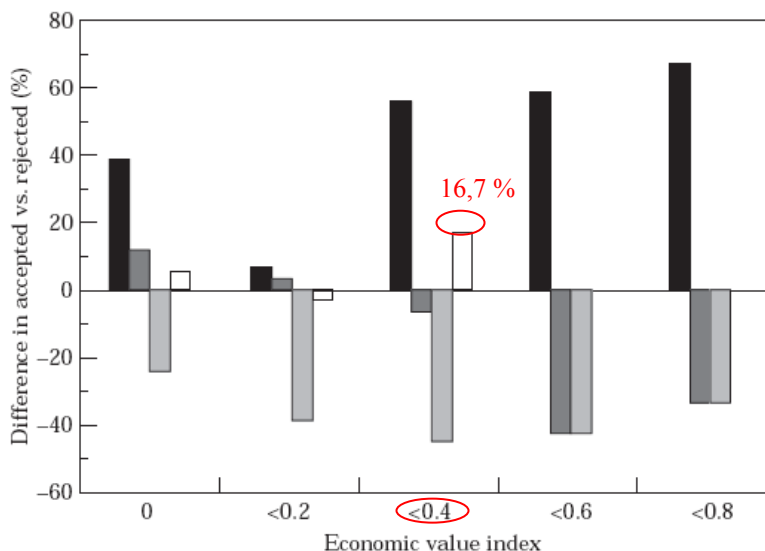
Les résultats par groupes d'experts diffèrent quelquefois de manière notable. Par exemple, 14 % des taxons rejetés par le modèle sont acceptés par les "agriculteurs" alors que les "conservateurs" n'en acceptent aucun (figure 1).

L'attribution des scores par le modèle et par les experts varie en fonction de la valeur économique du taxon étudié (figure 2).

Figure 2 : Différence entre les résultats du modèle et ceux des experts dans chaque classe économique (exprimés en pourcentages)

■ agriculteurs (251 espèces testées) ■ botanistes (288 espèces testées)
■ conservateurs (291 espèces testées) □ tous les experts confondus (291 espèces testées)

Les valeurs positives indiquent que les experts acceptent un plus grand nombre d'espèces que le modèle et inversement.



La moyenne des scores des experts montre un faible biais avec notamment une tendance à accepter un plus grand nombre de taxons (16,7 %) pour des valeurs économiques moyennes (<0,4) que le modèle d'évaluation des risque en Nouvelle-Zélande. Inversement, les résultats par groupes d'experts sont plus contrastés. Par exemple, les " agriculteurs " ont tendance à accepter un plus grand nombre d'espèce que le modèle quelque soit la classe économique (spécialement lorsque la valeur économique est plus élevée). Inversement, les " conservateurs " ne montrent pas une tendance particulière et rejettent aussi bien les espèces ayant une faible valeur économique que celles qui ont une valeur économique élevée (figure 2).

La forte variabilité de ces données et le faible échantillonnage requièrent de la prudence pour l'interprétation. Toutefois, sur une base individuelle, la valeur économique peut parfois avoir une influence pour l'acceptation d'une espèce.

Enfin, avec cette adaptation du modèle à la Nouvelle-Zélande, les scores obtenus pour les taxons communs avec l'Australie sont plus élevés (1,06 points en moyenne). Cependant, seulement 12 taxons (sur 198 soit 6 %) ont vu leur score modifié au point de modifier les recommandations les concernant. Dans la plupart des cas, les catégories ont été revues à la baisse : de " à évaluer " à " rejeter " et de " accepter " à " à évaluer ".

2.3.1.3 - Discussion

Les différences entre le modèle d'évaluation des risques australien et son adaptation en modèle néo-zélandais sont dues en grande partie à la qualité des bases de données utilisées (meilleures connaissances des taxons envahissant dans d'autres pays) plutôt qu'aux différences de formulation des questions.

Le modèle permet d'identifier un large éventail de " mauvaises herbes " et de ne pas accepter des taxons connus pour être de " mauvaises herbes avérées " en Australie ou en Nouvelle-Zélande.

En divisant le score total, le modèle permet aussi d'estimer si l'espèce considérée est susceptible d'avoir des impacts plus marqués sur l'agriculture ou sur les écosystèmes naturels, permettant ainsi d'aider les autorités compétentes à émettre des recommandations. Ces caractéristiques suggèrent que le modèle peut être modifié et continuer de fournir des résultats satisfaisants dans d'autres régions bio-géo-climatiques où il n'existe pas encore de protocole.

Les références aux experts semblent satisfaisantes car différents avis sont couverts (les experts intervenant dans différents domaines) mais les scores restent similaires au modèle. Cependant, le modèle est beaucoup moins variable que l'opinion par " groupes d'experts " et semble donc plus objectif. En effet, un nombre d'experts insuffisant et ayant un intérêt pour un secteur particulier pourrait fournir une réponse biaisée (chacun ne considérant pas le même taxon de la même manière). Par ailleurs, le modèle d'évaluation des risques semble être moins influencé que les experts par la valeur économique des taxons.

D'autre part, le modèle établit une distinction entre les taxons " utiles " et " inutiles ", cependant, certains taxons " utiles " seront tout de même rejetés par le modèle. Cette possibilité peut s'expliquer car tout modèle conçu pour mettre en évidence les espèces envahissantes peut rejeter un taxon " utile " dès lors qu'il présente un potentiel invasif. En revanche, si un taxon présente des bénéfices économiques importants, une nouvelle évaluation de son potentiel d'envahissement peut être faite en incluant des études expérimentales. La valeur économique pourrait être évaluée séparément et intervenir avec la potentialité de devenir une " mauvaise herbe " dans une évaluation des risques appropriée.

Ainsi, ce modèle d'évaluation des risques s'appuyant sur des attributs biologiques, écologiques et géographiques est un outil de biosécurité utile pour détecter les invasions potentielles de " mauvaises herbes " dans de nombreuses régions du monde.

2.3.2 - ANALYSE DU MODELE, CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Le modèle d'évaluation des risques développé par Pheloung et décrit dans cet article permet d'évaluer le risque lié à l'introduction volontaire d'espèces végétales en Australie. Ce modèle a été adopté par l'*Australian Quarantine and Inspection Service* (AQIS : organisation nationale responsable de la détection et de l'approbation pour l'introduction d'espèces de plantes) et appliqué en Australie depuis 1997.

Ce modèle se présente soit sous la forme d'un tableur pour la version informatisée, soit sous la forme d'un tableau de questions pour la version " papier ". Il comporte 49 questions portant sur la biogéographie et l'histoire, les caractéristiques indésirables (car contribuant au caractère envahissant de la plante) et sur des traits plus généraux de biologie et d'écologie du taxon évalué. Ce système ne tient pas compte des voies d'introduction des espèces qui sont déjà connues puisque le système s'applique dans le cas d'introduction volontaire d'espèces destinées notamment à l'ornementation.

Les réponses à ces questions (" oui ", " non " ou " ne sait pas ") sont liées à un score (positif ou négatif). Le score global est calculé par l'addition des points des différentes questions. Au final, l'espèce évaluée est classée dans une catégorie : " acceptée " (score <1), " rejetée " (score >6) et " à évaluer " (score entre 1 et 6 : nécessité d'une nouvelle étude avant le choix définitif concernant l'introduction du taxon).

Un formulaire d'interprétation des questions (disponible notamment sur le site Internet australien du DAFF⁸ : *Department of Agriculture, Fisheries and Forestry*) indiquant les lignes directrices fournit une aide pour répondre aux questions. Il n'est pas nécessaire de répondre à la totalité des questions lors d'une évaluation. Toutefois, pour qu'une évaluation soit valable et fiable, 10 questions au moins (appartenant aux différentes sections) doivent être renseignées. D'autre part, suivant les réponses, le système peut permettre de déterminer si l'espèce évaluée est plus susceptible de devenir une " mauvaise herbe " pour l'agriculture, pour l'environnement (de façon plus générale) ou dans les deux cas.

Les seuils de recommandations (1 et 6) ont été établis à partir de tests d'étalonnage du modèle. Ces tests ont été réalisés sur 370 espèces déjà présentes et connues en Australie (" mauvaises herbes " ou non, " utiles " ou non). Le système a été jugé sur sa capacité à rejeter les adventices, à accepter les autres espèces et à générer une faible proportion d'espèces nécessitant une évaluation plus approfondie. Les résultats obtenus par le modèle coïncident relativement bien avec les résultats obtenus par les experts qui ont eu à évaluer les mêmes espèces.

Ce modèle a également été adapté (avec de faibles modifications de certaines questions) pour permettre une application en Nouvelle-Zélande. Les résultats obtenus sont, eux aussi, bien corrélés avec les réponses données par les experts de tous domaines confondus (" agriculteurs ", " botanistes " et " conservateurs ").

Ainsi, d'après le DAFF australien, ce système d'évaluation des risques est internationalement reconnu comme l'un des meilleurs systèmes permettant de déterminer le potentiel d'une espèce à devenir une " mauvaise herbe ". Des versions modifiées de ce modèle ont donc été testées notamment pour Hawaï (Daehler et Carino, 2000⁹), les îles du Pacifique (Daehler et al., 2004¹⁰), la République Tchèque (Krivanek et Pysek, 2006¹¹) et la Floride (Gordon et al., 2008¹²).

⁸ http://www.daff.gov.au/ba/reviews/weeds/system/weed_risk_assessment#interpret , "How to interpret the questions " (site consulté en septembre 2009)

⁹ Daehler C, Carino DA (2000) Predicting invasive plants: prospects for a general screening system based on current regional models. *Biological Invasions* 2, 93–102.

¹⁰ Daehler CC, Denslow JL, Ansari S, Kuo H (2004) A risk assessment system for screening out harmful invasive pest plants from Hawaii's and other Pacific islands. *Conservation Biology* 18, 360–368.

En France, ce modèle a fait l'objet d'une étude en vue d'une adaptation au niveau de la région méditerranéenne française (Bresch, 2008¹³). Dans cette étude le modèle de Pheloung a été étudié parallèlement à deux autres modèles d'évaluation des risques (modèle de Reichard¹⁴ et modèle de Tucker¹⁵) lors d'un test sur une trentaine d'espèces végétales méditerranéennes (15 invasives avérées et 15 non-invasives). Lors de ce test, ce modèle classe correctement 100 % des espèces invasives avérées avec un risque élevée donc à rejeter. En revanche, il considère (à tort) que 87 % des espèces non-invasives (13 sur 15) sont aussi à rejeter et que les 13 % restant (2 sur 15) sont à évaluer. Ainsi, le modèle de Pheloung n'a donc pas été retenu pour être optimisé car le taux d'erreur reste important et l'excès de prudence dans l'évaluation des risques lié à l'introduction d'une espèce exotique est difficilement compatible avec les besoins du marché horticole.

Ce modèle s'appuie sur de nombreux critères concernant les espèces, de plus il ne laisse que peu de place à la subjectivité car de nombreuses réponses s'appuient sur une documentation importante. Ce modèle a d'ailleurs prouvé son efficacité puisqu'une étude récente (Gordon et al., 2008¹⁶) montre que le modèle de Pheloung fournit des résultats plus précis que d'autres modèles et que cette précision se maintient même dans différentes régions géographiques¹⁷. Ainsi, même si l'adaptation de ce modèle ne semble pas encore être jugée intéressante en France, les adaptations et les résultats fournis dans d'autres pays ou contextes biogéographiques peuvent être utiles à suivre.

¹¹ Krivánek M, Pyšek P (2006) Predicting invasions by woody species in a temperate zone: a test of three risk assessment schemes in the Czech Republic (Central Europe). *Diversity and Distributions* 12, 319–327.

¹² Gordon DR, Onderdonk DA, Fox AM, Stocker RK, Gantz C (2008) Predicting invasive plants in Florida using the Australian Weed Risk Assessment system. *Invasive Plant Science and Management* 1, 178–195.

¹³ C. Bresch. *Végétaux ligneux allochtones : adaptation d'un outil d'évaluation du risque d'invasion en région méditerranéenne française*. 2008. Mémoire en vue de l'obtention du titre d'Ingénieur diplômé par l'Etat, spécialité agriculture. Sup Agro Montpellier, INRA. 113 pages.

¹⁴ S. H. Reichard and C. W. Hamilton. Predicting invasions of woody plants introduced into North America. *Conservation Biology*, 11(1) : 193-203, February 1997.

¹⁵ K. C. Tucker and D.M. Richardson. An expert system for screening potentially invasive alien plants in South Africa fynbos. *Journal of Environmental Management*, 44 :309-338, 1995.

¹⁶ Gordon DR, Onderdonk DA, Fox AM, Stocker RK (2008) Consistent accuracy of the Australian weed risk assessment across varied geographies. *Diversity and Distribution* 14, 234-242.

¹⁷ <http://archives.eppo.org/EPPORreporting/2008/Rsf-0805.pdf> Article 2008/113 (site consulté en septembre 2009)

2.4 - Méthode développée par Weber et Gut ¹⁸ : " Evaluation du risque des espèces de plantes potentiellement invasives en Europe centrale "

2.4.1 - DETAILS DE LA METHODE

2.4.1.1 - Introduction

Pour prévenir de nouvelles invasions végétales, le développement de systèmes rapides de détermination de la probabilité pour une espèce de devenir invasive et de méthodes permettant d'évaluer rapidement le statut de l'espèce considérée est considéré comme une nécessité dans de nombreux pays.

Idéalement les mesures préventives devraient considérer à la fois la prévention contre l'arrivée d'une espèce mais aussi la restriction de la diffusion lorsque l'espèce est présente. Cela exige d'avoir des connaissances sur les " caractéristiques invasives " des espèces étudiées.

Une partie des dommages causés aux écosystèmes par des espèces exotiques envahissantes et les coûts associés pourraient être évités si ces espèces n'étaient ni plantées ni utilisées. Il est donc important de savoir si une espèce exotique peut devenir envahissante, ou, dans le cas où elle est déjà introduite mais pas encore très répandue, préciser sa localisation et où il est prévu de l'introduire.

Différents modèles déjà utilisés (Reichard & Hamilton en 1997¹⁹, Pheloung en 1996²⁰ entre autres) montrent qu'il est possible de prévoir dans une certaine mesure le potentiel invasif des espèces exotiques. Il devient donc urgent d'avoir des modèles applicables permettant de prévenir une invasion grâce à des protocoles d'évaluation rapides et simples d'exécution considérant le potentiel invasif des espèces de plantes.

Ces outils peuvent être d'une grande aide pour appuyer l'interdiction de l'utilisation des espèces potentiellement envahissantes, par exemple en horticulture et en architecture paysagère, pour intervenir dans la régulation du commerce des plantes et pour fixer des priorités dans la gestion des espèces exotiques nouvellement présentes dans les zones protégées.

En Europe centrale, un tel système d'évaluation des risques pour les impacts causés par les espèces végétales envahissantes n'existe pas encore de manière officielle. L'Organisation Européenne pour la Protection des Plantes (OEPP) a toutefois mis au point un programme d'évaluation des risques phytosanitaires qui couvre l'ensemble des questions concernant les plantes, y compris les organismes parasites des plantes (<http://www.eppo.org>).

¹⁸ E. Weber and D. Gut. Assessing the risk of potentially invasive plant species in central Europe. *Journal for Nature Conservation*, 12(3) : 171-179, 2004.

¹⁹ S.H. Reichard and C.W. Hamilton, Predicting invasions of woody plants introduced into North America, *Conservation Biology* 11 (1997), pp. 193-203.

²⁰ Pheloung, P. C. (1996). Predicting the weed potential of plant introductions. *11th Australian Weeds Conference Proceedings* (pp. 458-461).

Ce protocole propose un système de notation permettant d'évaluer le potentiel invasif d'espèces végétales exotiques pour les pays d'Europe centrale : le système de notation a donc été spécifiquement conçu pour répondre aux besoins spécifiques de cette partie de l'Europe.

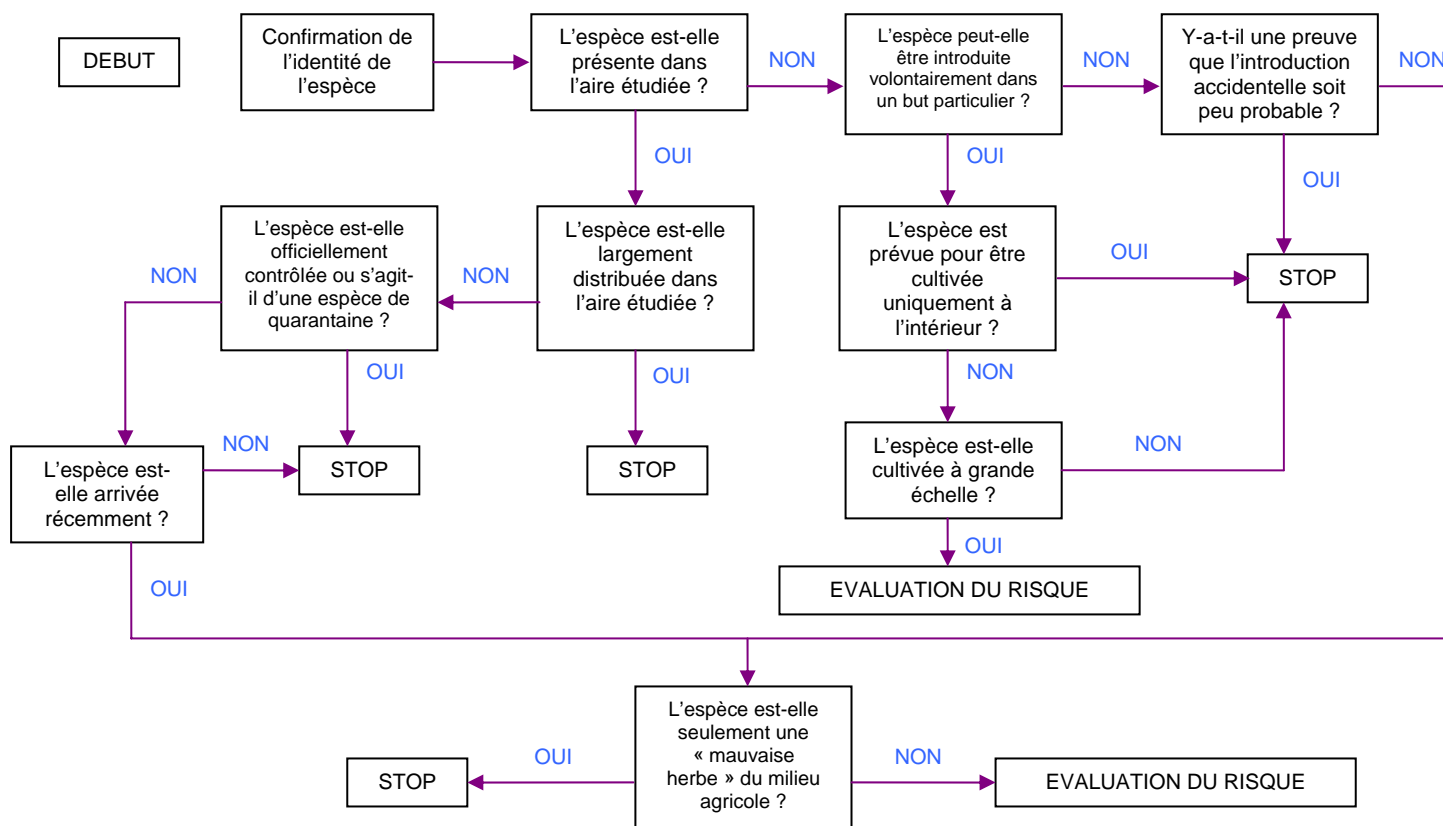
2.4.1.2 - Méthodologie

2.4.1.2.1 Protocole d'évaluation des risques

Les protocoles actuels de la littérature disponible (comme ceux précédemment cités Reichard & Hamilton et Pheloung entre autres) ont été modifiés selon les exigences spécifiques d'un pays européen. L'objectif était de mettre en place un système qui soit largement applicable (notamment à toutes les espèces) et qui s'appuierait sur des données facilement disponibles et provenant de diverses sources (bibliographie, sites Internet et diverses publications).

La procédure débute par une étape de pré-évaluation (Figure 3), conforme aux normes de réglementation de lutte antiparasitaire de l'Organisation Européenne pour la Protection des Plantes (OEPP).

Figure 3 : Schéma de pré-évaluation des espèces de plantes pour l'évaluation du risque



L'étape de pré-évaluation exclut donc les espèces dont l'évaluation des risques n'est pas justifiée, par exemple, pour les espèces qui sont déjà très répandues, sous contrôle officiel ou déclarées comme espèces de quarantaine, ou pour les espèces qui ont peu de chances d'être naturalisées. Une telle mesure est nécessaire afin de veiller à ce que l'introduction d'espèces ayant des avantages économiques considérables ne soit pas empêchée.

L'évaluation des risques ne s'applique donc qu'aux espèces de plantes considérées comme exotiques qui ne sont pas encore présentes ou qui ont une distribution restreinte dans la zone étudiée, et à celles dont il est prévu une utilisation commerciale à grande échelle.

Le système d'évaluation se présente sous la forme d'un questionnaire comprenant une douzaine de questions se rapportant à l'espèce considérée :

1. Similitudes de climat entre l'aire de répartition d'origine et l'aire d'étude
2. Statut de l'espèce en Europe (en est-elle originaire ?)
3. Répartition de l'espèce en Europe
4. Distribution mondiale
5. Connaissance de l'espèce en tant que "mauvaise herbe" en agriculture
6. Taxonomie (l'espèce a-t-elle des congénères considérées comme "mauvaises herbes" ?)
7. Viabilité des graines et reproduction
8. Croissance végétative
9. Mode de dispersion
10. Forme de vie
11. Habitats
12. Densité de la population

Certaines questions (7, 8, 9, 11 et 12) s'accompagnent d'un court commentaire d'aide permettant de répondre au mieux à la question posée. Pour chaque question, 2 à 7 réponses sont proposées avec un certain nombre de points attribués d'après les critères biogéographiques et écologiques de l'espèce. Les points attribués vont de 0 à 4 suivant les réponses proposées et diffèrent d'une question à l'autre. Par exemple, à la question 7 sur le nombre de graines et leur viabilité, 3 réponses sont proposées : Peu de graines ou non viables = 1 point, Beaucoup de graines = 3 points et Indéterminable = 2 points.

Au final, les points obtenus avec les réponses aux 12 questions sont additionnés et permettent de classer les espèces dans différentes catégories :

- 3 à 20 points** : " Risque faible " : il est peu probable que l'espèce constitue une menace pour les communautés naturelles
- 21 à 27 points** : " Risque moyen " : l'espèce nécessite une nouvelle observation
- 28 à 39 points** : " Risque élevé " : l'espèce peut devenir une menace pour les communautés naturelles si elle est naturalisée

2.4.1.2.2 Validation

Ce système d'évaluation des risques a été validé en testant une série bien connue d'espèces de plantes envahissantes de l'Europe tempérée (47 espèces) et une série d'espèces dont l'invasion est un échec en Suisse (193 espèces qui sont signalées comme rarement naturalisées et qui ont une portée faible en Suisse).

Pour parfaire les résultats de l'évaluation des risques, des précisions ont dues être apportées à partir des travaux de Smith, Lonsdale et Fortune (1999)²¹.

La précision sur l'identification correcte des espèces envahissantes est définie comme :

$$A_i = (I_r / I_t) \times 100$$

Avec :

I_r = nombre d'espèces envahissantes reconnues comme telles par le système,

I_t = nombre total d'espèces envahissantes testés.

Ainsi, A_i donne le pourcentage de prévisions correctes parmi un ensemble d'espèces envahissantes connues.

De même, la précision de l'identification des espèces " non-envahissantes " se traduit par :

$$A_n = (N_a / N_t) \times 100$$

Avec :

N_a = nombre d'espèces " non-envahissantes " reconnues comme telles par le système,

N_t = le nombre total d'espèces " non-envahissantes " testés.

La précision globale A_o est ensuite calculée en tant que :

$$A_o = (N_a + I_r) / (N_t + I_t)$$

Une autre mesure utile est le rapport de vraisemblance (risque-ratio) de la méthode de prédiction.

$$LR = (I_r / I_t) / (N_r / N_t)$$

Avec :

N_r = nombre d'espèces " non-envahissantes " prévues comme étant envahissantes par le système.

Les valeurs de $LR > 1$ impliquent une certaine capacité prédictive du système mais si $LR = 1$ alors la probabilité d'identifier correctement les espèces envahissantes n'est que de 50%.

2.4.1.2.3 Résultats

Sur les 47 espèces de plantes envahissantes testées, 36 ont été reconnues comme telles dans l'évaluation des risques, en donnant une précision de 76,6 % (Tableau 5).

Les espèces classées comme non-invasives sont généralement les espèces ayant une distribution géographique limitée. Sur les 193 espèces non-envahissantes testées, 119 ont été reconnues comme telles par l'évaluation des risques, conduisant à une précision de 61,6 %. Les espèces qui sont reconnues comme potentiellement envahissantes par le système

²¹ C.S. Smith, W.M. Lonsdale and J. Fortune, When to ignore advice: invasion predictions and decision theory, *Biological Invasions* 1 (1999), pp. 89–96.

comprennent de nombreuses espèces à croissance clonale, comme par exemple, *Sagittaria latifolia*, *Pontederia cordata*, *Asclepias syriaca* et *Glyceria striata*.

Tableau 5 : Exactitude et vraisemblance de l'évaluation des risques

Identification	Espèces de plantes envahissantes	Espèces de plantes " non-envahissantes "
Risque faible	0 (0 %)	119 (61,6 %)
Risque moyen	11 (23,4 %)	64 (33,2 %)
Risque élevé	36 (76,6 %)	10 (5,2 %)
Nombre total d'espèces	47 (100 %)	193 (100 %)
Précision pour l'identification des espèces envahissantes : $A_1 = 76,6 \% = (36/47)*100$		
Précision pour l'identification des espèces " non-envahissantes " : $A_n = 61,6 \% = (119/193)*100$		
Précision globale : $A_0 = 64,6 \% = (119+36) / (193+47)*100$		
Rapport de vraisemblance (risque-ratio): $LR = 14,8 (36/47) / (10/193)$		

La précision de l'identification des espèces non-envahissantes (61,6 %) est inférieure à la celle des espèces envahissantes (76,6 %) et la précision globale est plus proche de 50 % que de 100 % (64,6 %). Toutefois, le risque-ratio est relativement élevé (14,8), ce qui indique que l'évaluation des risques a tout de même un caractère prédictif utilisable.

2.4.1.2.4 Discussion

L'objectif d'une évaluation des risques pour les "mauvaises herbes" envahissantes est de décider quelles espèces doivent être inscrites sur les listes nationales des "nuisibles" et quelles nouvelles espèces devraient être contrôlées ou supprimées afin de prévenir leur propagation et leurs conséquences écologiques.

La prédiction pour les plantes invasives est cependant limitée, notamment pour trois raisons :

- la forte diversité écologique et taxonomique des plantes envahissantes,
- l'absence de données écologiques disponibles pour de nombreuses espèces végétales,
- la variabilité du potentiel invasif d'une espèce.

En effet, les plantes exotiques envahissantes forment un groupe extrêmement hétérogène comprenant tous types de formes de vie et beaucoup de familles différentes. De plus, certaines familles sont plus susceptibles de contribuer aux invasions que d'autres.

Parfois, le manque de données disponibles sur la démographie ou l'écologie d'une espèce est un obstacle important à l'identification des caractères communs aux espèces de plantes envahissantes. Dans le cas présent, les bases de données sur les caractéristiques écologiques

des espèces végétales, ainsi que des études comparatives dans des conditions définies et comprenant une vaste gamme d'espèces différentes, sont absolument nécessaires.

De plus, une espèce peut devenir envahissante uniquement dans une partie du territoire où elle a été introduite, et pas ailleurs, ce qui peut compliquer la définition du statut à lui attribuer. La perception d'une espèce comme invasive ou non dépend également des points de vue ou des représentations des parties en présence et peut, par exemple, fortement varier pour une même espèce entre des agriculteurs et des écologistes.

Cependant, l'augmentation rapide du nombre d'espèces exotiques depuis quelques années exige des prises de décision urgentes pour la gestion des invasions de plantes et la réglementation des végétaux pour réduire les risques de nouvelles introductions et les dépenses inhérentes à leur gestion. Les systèmes d'évaluation des risques existants doivent donc prendre en compte l'écologie de l'espèce et les expériences du succès de colonisation de celle-ci dans le passé, au moins dans des contextes biogéographiques proches de la région d'introduction.

Les systèmes de notation utilisés au départ, se sont avérées utiles dans la reconnaissance des oiseaux et mammifères exotiques (Smallwood & Salmon, 1992²²) et ont été mis en œuvre dans les évaluations de risques de "mauvaises herbes" en Australie (Pheloung, 1996³).

Le système d'évaluation des risques proposé ici utilise des caractères écologiques et biogéographiques qui devraient être assez faciles à obtenir. De plus, l'accent a été mis sur les environnements dans lesquels l'arrivée d'une nouvelle espèce est probable voire "attendue".

La validation du système (et de sa précision) dépend du nombre et de la nature des espèces évaluées. Ainsi l'évaluation des risques doit être testée en pratique sur un grand nombre d'espèces et si besoin, appliquée de nouveau à certaines espèces pour améliorer sa fiabilité et limiter le nombre d'erreur de classification.

Par exemple, les réponses aux questions posées peuvent être pondérées de diverses manières et, dans une certaine mesure, influencer les résultats du système et de son exactitude. D'autres études sont donc nécessaires afin d'étudier comment la précision évolue avec différents coefficients correcteurs et de quelle manière elle pourrait être améliorée. Un tel système doit donc être appliqué et sa praticabilité évaluée par des scientifiques et des experts impliqués dans la gestion des plantes envahissantes.

2.4.2 - ANALYSE DE L'OUTIL ET CONCLUSION

L'outil d'évaluation des risques présenté dans cet article est adapté d'outils déjà existants (Reichard & Hamilton en 1997, Pheloung en 1996, OEPP entre autres), il a été développé pour évaluer le potentiel invasif de nouvelles espèces végétales ("mauvaises herbes") en Europe centrale.

Ce protocole comporte deux parties :

- la première est une pré-évaluation et se présente sous la forme d'un organigramme proposant des choix dichotomiques. Cette étape permet de faire une première

²² Smallwood, K. S., & Salmon, T. P. (1992). A rating system for potential exotic bird and mammal pests. *Biological Conservation*, 62, 149-159.

sélection d'espèces afin de ne pas empêcher l'introduction d'espèces ayant des avantages économiques jugés considérables,

- la seconde partie, destinée uniquement aux espèces de plantes considérées comme exotiques qui ne sont pas encore présentes ou qui ont une distribution restreinte dans la zone étudiée, et à celles dont il est prévu une utilisation commerciale à grande échelle, est un questionnaire pour lequel chacune des 12 questions propose de 2 à 7 réponses. Chaque réponse est associée à un nombre de points qui, une fois cumulés permettent d'affecter l'espèce à une catégorie de risque (faible, moyen, élevé).

Afin de vérifier la précision de l'outil, un test a été réalisé sur 47 espèces envahissantes avérées et 193 espèces non-envahissantes en Suisse. D'après les formules de calcul de Smith, Lonsdale et Fortune (1999), ce système offre une meilleure précision pour l'identification des espèces exotiques envahissantes que pour celle des espèces non-envahissantes. Cependant, et bien que la précision globale de l'analyse soit moyenne (64,6 %), le "risque-ratio" est élevé (14,8) ce qui signifie, d'après les auteurs, que le système possède tout de même un caractère prédictif.

Ces résultats obtenus pour la mise au point de ce système ont été élaborés à partir d'un faible échantillon. Ainsi, la méthode nécessiterait des tests d'application supplémentaires pour améliorer sa précision ainsi qu'une évaluation complémentaire par des experts impliqués dans la gestion des espèces exotiques envahissantes.

3 - Echanges et prises de contacts concernant l'évaluation des risques

3.1 - Contact au Laboratoire National pour la Protection des Végétaux

3.1.1 - CONTEXTE DE LA RENCONTRE

Lors de la première réunion du Groupe de Travail Invasions Biologiques en Milieux Aquatiques (GT IBMA) qui a eu lieu le 26 janvier 2009 à Paris, la problématique de l'évaluation des risques causés par les espèces exotiques a été abordée avec l'appui d'une présentation de deux exemples de démarches d'évaluation des risques au Royaume-Uni et en Belgique. Ces deux méthodes, entres autres, ont été reprises en détails dans le livrable de l'action n° 6 " Espèces Invasives " de la convention de partenariat Onema-Cemagref de 2008 intitulé " Exemples de démarches d'évaluation des risques causés par les espèces exotiques " et datant de mars 2009.

Cette présentation a entraîné des échanges quant à l'importance, pour le GT IBMA, de se rapprocher des services français ayant une expertise dans le domaine de l'évaluation des risques.

Ainsi, suite à cette première réunion, une rencontre a été organisée avec Guillaume Fried représentant du Laboratoire National pour la Protection des Végétaux (LNPV) au sein du GT IBMA afin d'aborder la problématique de l'évaluation des risques. Cette entrevue a eu lieu le 11 octobre 2009 à Montpellier.

3.1.2 - COMPTE-RENDU DE LA REUNION

3.1.2.1 - Axes d'études

En termes d'évaluation du risque des espèces exotiques, l'expérience de Guillaume Fried repose sur les méthodes mises au point par l'Organisation Européenne pour la Protection des Plantes (OEPP) comme l'Analyse des Risques Phytosanitaires (ARP)²³ ou le Prioritization process for Invasive Alien Plants²⁴. L'ARP est un protocole d'analyse du risque se présentant sous la forme d'un arbre de décision sans attribution de score. Ce protocole d'évaluation n'est pas spécifique aux espèces aquatiques ni même aux plantes (il peut également s'appliquer aux bactéries, virus, insectes, etc.). La mise en œuvre d'une ARP d'une espèce peut durer environ 1 à 1,5 mois ce qui en fait un protocole relativement long à appliquer et demandant des recherches bibliographiques préalables importantes. Guillaume Fried a participé à deux ARPs officielles sur : *Hydrocotyle ranunculoides* et *Lysichiton americanus*. Une analyse (non-officielle) est également en cours sur *Humulus scandens* (Lour.) Merr. (= *Humulus japonicus*). D'autre part, il a travaillé, notamment avec Sarah Brunel de l'OEPP et membre du

²³ EPPO, 2000. EPPO Standards: Pest Risk Analysis. European and Mediterranean Plant Protection Organization, PM 5/1-4 English.

²⁴ Fried, G., Brunel, S., 2009. Un nouvel outil de hiérarchisation des plantes exotiques : premiers résultats de son application sur une liste de 217 espèces présentes en France. XIIIème Colloque international sur la Biologie des Mauvaises Herbes. Dijon, France, 8 - 10 septembre 2009, 477-489.

GT IBMA, sur l'élaboration d'un processus de hiérarchisation afin de définir les espèces qui devront être soumises de manière prioritaire à l'ARP. Ce processus a déjà été appliqué à 217 espèces en France (liste des espèces d'après l'ouvrage : Plantes invasives de France) : il est en cours de révision.

Guillaume Fried collabore aussi avec Isabelle Mandon-Dalger du Conservatoire Botanique National Méditerranéen et également membre du GT IBMA à un niveau plus régional et plus axé sur la gestion des espèces avec notamment l'élaboration de listes hiérarchisées d'espèces. Cette collaboration vise notamment à tester différentes méthodes d'évaluation du risque et d'en choisir et en adapter une (ou plusieurs selon le cas) pour établir des listes hiérarchisées en région méditerranéenne puis en France. Il connaît l'existence du mémoire de stage rédigé en 2008 par Cécile Bresch²⁵ sur l'outil d'évaluation du risque d'invasion en région méditerranéenne française par des espèces ligneuses mais n'a pas suivi les perspectives d'utilisation de ce modèle et les tests sur des espèces herbacées qui devraient être réalisés en collaboration avec Isabelle Mandon-Dalger. Il pourrait être intéressant de suivre l'évolution de ce projet.

L'un des objectifs du LNPV est d'évaluer les risques des espèces nuisibles. Les espèces exotiques envahissantes constituent un des aspects de cet objectif. Les plantes invasives sont une activité nouvelle pour le laboratoire depuis l'arrivée de Guillaume Fried en mars 2008. Un des points de recherche et d'expérimentation sur lequel travaille Guillaume Fried est l'amélioration de la caractérisation des espèces exotiques envahissantes pour améliorer les méthodes d'évaluation des risques. Cela se traduit par une comparaison des traits d'histoire de vie entre espèces afin de déterminer pourquoi certaines espèces deviennent envahissantes et d'autres non. L'une des difficultés repose sur la sélection des espèces à comparer.

Dans ce contexte de recherche et d'étude, Guillaume Fried a réalisé un tableau recensant 27 méthodes d'évaluation des risques d'espèces végétales en mettant en avant certains éléments tels que : la zone géographique d'application, les objectifs de l'évaluation et le système de l'évaluation. Parallèlement à la méthode de l'OEPP, trois de ces méthodes ont été sélectionnées pour la réalisation de tests d'application : celles de Pheloung *et al.*²⁶ (méthode australienne déjà adaptée pour différentes zones géographiques et dont le principe a été détaillé précédemment dans le point 2.2), celle de Weber & Gut²⁷ (détaillée dans le point 2.3) et celle Morse *et al.*²⁸ plus axée sur les impacts écologiques mais nécessitant des informations précises notamment sur la gestion, l'abondance et la fréquence de l'espèce évaluée. G. Fried envisage de tester une quatrième méthode mais n'a pas encore fait de choix (peut-être la méthode de Weiss²⁹). Le choix des trois méthodes s'est fait surtout par rapport au domaine d'application qui couvre à la fois l'agriculture et l'environnement. Il estime aussi que ce sont

²⁵ C. Bresch. Végétaux ligneux allochtones : adaptation d'un outil d'évaluation du risque d'invasion en région méditerranéenne française. 2008. Mémoire en vue de l'obtention du titre d'Ingénieur diplômé par l'Etat, spécialité agriculture. Sup Agro Montpellier, INRA. 113 pages.

²⁶ Pheloung, P. C., Williams, P. A., Halloy, S. R., A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management* (1999) 57, 239-251

²⁷ E. Weber and D. Gut. Assessing the risk of potentially invasive plant species in central Europe. *Journal for Nature Conservation*, 12(3) : 171-179, 2004.

²⁸ Morse, L.E., J.M. Randall, N. Benton, R. Hiebert, and S. Lu. 2004. An Invasive Species Assessment Protocol: Evaluating Non-Native Plants for Their Impact on Biodiversity. Version 1. NatureServe, Arlington, Virginia. 40 p.

²⁹ Weiss, J. 1999. Assessment for Invasive Potential of Victoria's State Prohibited, Priority, and Regional Priority Weeds. Pest Plant Assessment Project. Frankston, Victoria, Australia: Agriculture Victoria. 24 p.

trois méthodes bien adaptées à son objectif de travail et adaptables à d'autres contextes géographiques que celui pour lequel elles ont été originellement développées. Ces trois méthodes se présentent sous la forme d'un questionnaire dont les questions sont associées à un nombre de points permettant de classer les espèces en fonction du total des points.

Pour rejoindre les objectifs du GT IBMA, Guillaume Fried conseille aussi l'étude des méthodes proposées par Champion & Clayton³⁰ traitant principalement d'espèces aquatiques, par Orr³¹ visant à classer les espèces exotiques aquatiques en fonction de l'effort de contrôle ainsi que celle proposée par Thorp & Lynch³² qui semble déterminer les priorités pour la gestion (document dont ne disposait pas Guillaume Fried lors de la rencontre). Les recherches de Guillaume Fried ne portent pas particulièrement sur les espèces aquatiques mais il est prêt à apporter son aide et à coopérer avec le GT IBMA sur ce thème.

Guillaume Fried pense d'autre part qu'il est important de proposer une méthodologie claire fournissant les informations permettant d'aider les observateurs à répondre aux questions de la méthode d'évaluation. Il estime que la constitution d'une base de données bibliographique sur les espèces pourrait aider à la justification des réponses du questionnaire. Ce dernier point soulève notamment l'importance de la création d'un site ou de pages Internet dédiées au groupe de travail permettant des échanges d'information et donnant accès entre autre à ces références bibliographiques. Guillaume Fried pense aussi que les gestionnaires membres du GT IBMA pourraient aider les personnes effectuant ces tests d'évaluation d'espèces en leur fournissant des informations sur la difficulté ou le coût de la gestion de certaines espèces, c'est-à-dire des informations rarement publiées.

3.1.2.2 - Perspectives envisagées

Pour permettre une meilleure collaboration entre le LNPV (par l'intermédiaire de Guillaume Fried) et le GT IBMA (par l'intermédiaire d'Emilie Mazaubert qui travaille également sur la problématique de l'évaluation des risques), il est important de bien rappeler les objectifs de chacun afin d'établir les axes d'études et de recherche communs.

Le tableau comparatif des différentes méthodes d'évaluation des risques pourrait être enrichi à partir des synthèses de documents (réalisées parallèlement par Emilie Mazaubert) : ajout d'une synthèse courte sur le fonctionnement et l'intérêt de chaque méthode, détails plus précis des objectifs de chacune d'elles, précisions des informations demandées pour répondre au questionnaire, caractères biologiques pris en compte, etc. De nouvelles méthodes pourraient être ajoutées pour compléter le recensement.

La méthode supplémentaire à tester pourrait être plus axée sur les espèces aquatiques et les tests d'évaluation à partir de différentes méthodes pourraient être réalisés par les deux parties pour permettre des comparaisons sur l'interprétation et les résultats obtenus. Des espèces du milieu aquatique devraient donc être ajoutées aux espèces testées par Guillaume Fried.

³⁰ Champion, P. D. and J. S. Clayton. 2001. A weed risk assessment model for aquatic weeds in New Zealand. Pages 194–202 in R. H. Groves, F. D. Panetta, and J. G. Virtue, eds. *Weed Risk Assessment*. Collingwood, Victoria, Australia: CSIRO.

³¹ Orr, R. 2003. Generic nonindigenous aquatic organisms risk analysis review process. Pages 415–438 in G. M. Ruiz and J. M. Carlton, eds. *Invasive Species: Vectors and Management Strategies*. London: Island Press.

³² Thorp, J. R. and R. Lynch. 2000. The determination of weeds of national significance. <http://www.weeds.org.au/docs/WONS/>. Acces October 25, 2007.

Le groupe de travail portant aussi sur les espèces animales, les recherches devraient être orientées vers un protocole applicable aux deux règnes (grâce à des adaptations du questionnaire). Il pourrait aussi être envisageable de concevoir deux protocoles : un concernant les espèces végétales (s'appuyant sur le travail de Guillaume Fried) et l'autre concernant le règne animal (l'étude et l'adaptation pouvant être faite par Emilie Mazaubert).

Les membres du groupe pourraient intervenir dans le choix du protocole d'évaluation : évaluation en une partie (protocole unique pour la classification des espèces et la prise en compte de la gestion) ou en deux parties (premier protocole de classification des espèces suivi d'un second protocole, le cas échéant, sur la gestion).

Pour répondre aux échéances de temps du GT IBMA, Guillaume Fried propose que les études commencent à être concentrées sur une seule méthode d'évaluation des risques qui pourrait être améliorée par la suite. Il propose d'étudier plus particulièrement les méthodes développées par Pheloung & al. ou par Weber & Gut qui lui semblent plus facilement adaptables et qui ont déjà souvent été étudiées et ont montré des résultats probants.

Les résultats des travaux de Guillaume Fried doivent être présentés au GT IBMA. Cette présentation pourrait entraîner un débat avec les différents membres du groupe afin de bien redéfinir les attentes et de voir quelle peut être leur contribution à cette étude.

3.2 - *Contacts européens*

3.2.1 - CONTEXTE DE LA PRISE DE CONTACT

Durant la compilation et l'analyse de la documentation bibliographique sur la thématique de l'évaluation des risques, et en particulier suite à des incompréhensions concernant un rapport technique du Cefas (Center for Environment, Fisheries and Aquaculture Sciences) de Grande-Bretagne, intitulé " Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes : concepts and perspectives on protocols for the UK "³³ (voir la synthèse du document – Annexe 1) et à l'initiative d'Emilie Mazaubert, un contact a été pris avec Gordon Copp (l'un des auteurs du document).

Gordon Copp est membre du Cefas et de la " School of Conservation Science ". Il est notamment l'initiateur de la conception du FISK (Fish Invasiveness Screening Kit) qui correspond à une adaptation de la méthode d'évaluation des risques développée par Pheloung et al. (décrite précédemment) aux poissons. En effet, de nombreuses questions de ce modèle ont été jugées pertinentes, sur le plan conceptuel, pour l'application aux poissons. En revanche, d'autres questions ont été reformulées afin de refléter les tendances et les caractéristiques des poissons d'eau douces et de leur potentiel envahissant. De même, à quelques valeurs près, le système de notation originel a été conservé.

³³ Copp, G.H., Garthwaite, R. and Gozlan, R.E., 2005. Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: concepts and perspectives on protocols for the UK. Sci. Ser. Tech Rep., Cefas Lowestoft, 129: 32pp.

Le modèle FISK est utilisé dans la première phase du protocole décrit dans le document technique du Cefas : il correspond à une phase de détermination des espèces nécessitant une analyse plus poussée. La seconde partie de ce protocole, IFRA (Invasive Fish Risk Assessment), correspond à une évaluation plus complète permettant de déterminer le niveau de risque engendré par l'espèce considérée. Cependant, bien que la partie FISK du protocole ait été conservée dans le modèle d'évaluation des risques actuel au Royaume-Uni, Gordon Copp a expliqué que la seconde partie de ce protocole était désormais obsolète et qu'un nouveau protocole a été développé depuis la publication du premier document.

3.2.2 - RENCONTRE AVEC GORDON COPP

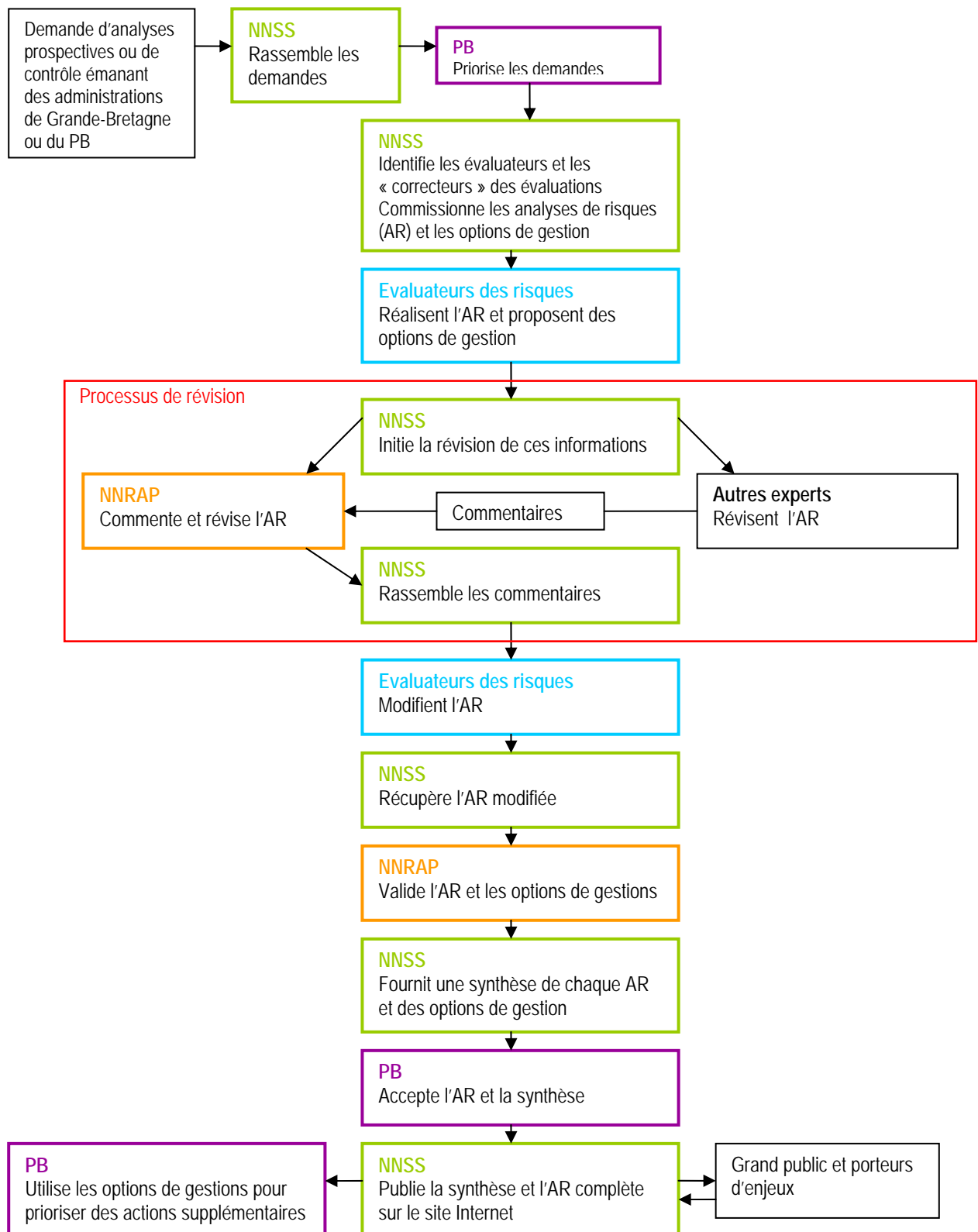
Afin de faciliter les échanges et d'expliquer le nouveau fonctionnement de l'évaluation des risques causés par les espèces invasives au Royaume-Uni, Gordon Copp a proposé une première rencontre avec Emilie Mazaubert à Pampelune (Espagne) à l'occasion de journées thématiques " Jornadas sobre Especies Dulceacuicolas Invasoras en la Peninsula Iberica "³⁴. Le programme de ces journées sur les espèces invasives d'eau douce de la Péninsule Ibérique est détaillé dans le livrable de l'action n° 6 " Espèces Invasives " de la convention de partenariat Onema-Cemagref de 2009 intitulé " Représentations du Groupe de Travail Invasions Biologiques en Milieux Aquatiques " et datant de " janvier 2010 ".

En parallèle de la présentation qu'il a réalisée durant ce colloque (voir le résumé – Annexe 2), Gordon Copp a précisé que l'évaluation des risques liés aux espèces invasives au Royaume-Uni impliquait différents partenaires regroupés en différentes instances ce qui permet d'optimiser le processus d'évaluation des risques :

- Le " Program Board " (PB) composé de représentants des administrations de Grande-Bretagne qui constituent un conseil avec un pouvoir de prise de décision.
- Le " Non-Native Species Secretariat " (NNSS) soutient les actions et les décisions du conseil et entretient une communication efficace entre les différentes instances. Le NNSS coordonne les exigences du PB et filtre en retour les informations qui lui sont destinées.
- Le " Non-Native Risk Analysis Panel " (NNRAP) est un groupe restreint d'experts sur l'évaluation des risques qui fournissent des références sur les risques associés aux espèces exotiques. Le NNRAP considère à la fois les végétaux et les animaux exotiques quelque soit le milieu : aquatique, marin et terrestre. Ces experts répondent aux besoins du PB.

³⁴ <http://www.unav.es/centro/especiesinvasoras/> (dernière consultation le 10 décembre 2009)

Ces instances sont donc coordonnées entre elles et fonctionnent selon un processus défini :



Gordon Copp fait partie du NNRAP. L'un des rôles du NNRAP est de réviser et de commenter les analyses de risques réalisées par des experts à la demande du NNSS.

Les experts réalisent les évaluations de risques à partir d'un questionnaire recommandé par le Département for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) et développé par une collaboration de six instituts et universités du Royaume-Uni (CABI Bioscience, CEFAS, Centre for Ecology and Hydrology, Central Science Laboratory, Imperial College of London and the University of Greenwich). Le questionnaire se présente sous la forme d'un fichier Excel (Microsoft). Un manuel d'utilisateur fournit des indications sur les procédures à adopter lorsque les informations nécessaires pour répondre aux questions manquent ou sont fortement incertaines.

Ce questionnaire comprend 71 questions (voir Annexe 3).

Les quatre premières questions servent à définir le contexte de l'évaluation des risques : il s'agit de renseigner la raison de l'évaluation, l'aire de l'évaluation et de vérifier l'existence et la validité d'une évaluation des risques antérieure qui permettra de définir si une nouvelle analyse est nécessaire ou non.

Ensuite, le schéma se divise en deux parties majeures :

- dans la première partie, il s'agit de déterminer si une évaluation des risques détaillée est justifiée en répondant à une première série de questions concernant uniquement l'organisme (questions 5 à 20)
- la deuxième partie correspond à l'évaluation de risque détaillée comportant une seconde série de questions conçues pour évaluer le potentiel d'entrée (questions 1.1 à 1.14) et d'établissement (questions 1.15 à 1.31) dans la zone de l'étude, la capacité pour la dispersion (questions 2.1 à 2.4) et la mesure des impacts économiques, environnementaux ou sociaux significatifs que l'espèce considérée peut engendrer (questions 2.5 à 2.20)

Plusieurs modules facilitent les réponses aux questions du schéma principal. Ces modules peuvent éventuellement être utilisés de façon autonome et se rapportent à différents aspects de l'évaluation :

- Module 1 : module d'évaluation des caractéristiques de l'espèce évaluée

Le module 1 peut intervenir dans la première section de l'évaluation concernant l'organisme seul. Il est rattaché à la question 8 du questionnaire principal portant sur les attributs intrinsèques de l'organisme pouvant indiquer qu'il peut devenir invasif. Ce module correspond notamment au FISK développé par Gordon Copp. D'autres modèles de ce module ont été développés pour évaluer d'autres organismes :

- Poissons marins : MFISK
 - Invertébrés d'eau douce : FI-ISK
 - Amphibiens : AmphiISK
- Module 2 : module d'évaluation du risque de la voie d'introduction
 - Module 3 : module d'évaluation du risque de la région " receveuse "

- Module 4 : module d'évaluation de l'impact économique

Les modules 2 à 4 peuvent faciliter les réponses à certaines questions de l'évaluation détaillée des risques (seconde partie du schéma général)

- Module 5 : module récapitulatif des risques et incertitudes
- Module 6 : module de la gestion des risques

Ces deux derniers modules interviennent après avoir répondu aux questions de l'analyse des risques.

Pour répondre aux questions de la seconde section du schéma d'évaluation des risques (question 1.1 à 2.20), l'évaluateur choisit parmi cinq niveaux de réponse (très bas = 0, bas = 1, moyen = 2, élevé = 3, très élevé = 4) et trois niveaux d'incertitude (bas = 0, moyen = 1 [variation +/- 1], élevé = 2 [variation +/- 2]). Chacune des réponses doit être justifiée par un commentaire écrit.

Un exemple d'évaluation des risques suivant ce protocole a déjà été détaillé dans le livrable de l'action n° 6 " Espèces Invasives " de la convention de partenariat Onema-Cemagref de 2008 intitulé " Exemples de démarches d'évaluation des risques causés par les espèces exotiques " et datant de mars 2009. Cette synthèse de la méthode pour évaluer les risques des espèces exotiques considérées comme des problèmes éventuels pour l'environnement au Royaume-Uni a été mise à jour après l'entretien avec Gordon Copp (voir Annexe 4).

Une fois réalisées, les évaluations des risques sont remises au NNSS qui les transmet au NNRAP et à d'autres experts pour une révision. Le NNRAP se réunit ensuite pour commenter et délibérer sur l'analyse des risques. Ils peuvent notamment s'appuyer sur les commentaires faits à partir d'une grille de contrôle avec différentes questions :

Les sources d'informations citées dans l'analyse sont-elle à jour ?

La recherche de l'information est-elle suffisamment élargie ?

L'information a-t-elle été bien interprétée ?

L'information est-elle bien référencée ?

L'évaluation des risques est-elle en accord avec les informations et les objectifs de l'étude ?

L'évaluation des risques est-elle suffisamment détaillée pour appuyer des conclusions ?

Observations spécifiques aux deux sections

Une fois la révision faite, le NNSS rassemble toutes les observations les retourne à l'examineur. Ce dernier est ensuite tenu de réaliser les modifications et d'apporter les précisions souhaitées à son analyse.

Lorsque les corrections sont faites et que le NNRAP a validé l'analyse des risques et les options de gestion, le NNSS rédige une synthèse destinée, dans un premier temps, au PB puis qui est mise à disposition sur le site Internet du NNSS³⁵.

³⁵ <http://www.nonnativespecies.org/> dernière consultation le 18 décembre 2009

Gordon Copp a également évoqué un projet de formulaire à remplir pour évaluer par la suite les impacts liés aux actions de gestion.

Une réunion de concertation et de révision d'évaluation des risques du NNRAP a eu lieu à Londres (Angleterre) le 03 décembre 2009. Gordon Copp a proposé à Emilie Mazaubert de venir assister à cette réunion au cours de laquelle les analyses des risques de différentes espèces devaient être analysées.

3.2.3 - REUNION DU NNRAP A LONDRES

La réunion du comité du NNRAP a eu lieu le 03 décembre 2009 au Collège Impérial de Londres de 11 h à 16h30.

Ce comité se compose d'experts faisant partie de différentes structures :

- Imperial College (" Collège impérial de Londres ", président du NNRAP : John Mumford)
- Cefas (Gordon Copp)
- Food and Environment Research Agency (" Agence de Recherche pour l'Alimentation et l'Environnement ")
- Scottish Association for Marine Science (" Association écossaise pour les sciences marines ")
- Sheffield University (" Université de Sheffield ")

Le NNSA était également représenté lors de cette réunion.

Le programme prévisionnel de la réunion (traduit de l'anglais par Emilie Mazaubert) devait s'organiser autour de différents points.

- Présents et excusés : tour de table des participants
- Examens des évaluations des risques
 - Premières versions d'évaluation de risques avec une révision incomplète des autres experts
 - Aucune espèce
 - Premières versions d'évaluation des risques avec une révision par d'autres experts (Analyse détaillée de l'évaluation des risques et des commentaires faits par les autres experts)
 - *Hydropotes inermis* = Hydropote chinois
 - *Ruditapes philippinarum* = Palourde japonaise
 - *Muntiacus reevesi* = Muntjac ou Cerf aboyeur
 - *Cervus nippon* = Cerf sika
 - Révision des évaluations des risques par d'autres experts prévues pour être présenté au comité du NNRAP (considération de l'évaluation des risques, des autres experts et des commentaires précédents du NNRAP) – pour référence
 - *Myriophyllum aquaticum* = Myriophylle aquatique

- *Rhododendron ponticum* = Rhododendron
- *Lysichiton americanus* = Arum bananier jaune
- Evaluations des risques modifiées suite aux commentaires faits par le NNRAP et par les autres experts
 - *Branta canadensis* = Bernache du Canada
 - *Rana esculenta* = grenouille verte
 - *Allium paradoxum* (ail)
 - *Impatiens glandulifera* = Balsamine de l'Himalaya
 - *Caprella mutica*
 - *Pelophylax ridibundus* = grenouille rieuse
 - *Gaultheria shallon* = Gaulthérie
- Mises à jour des évaluations des risques complètes signées par le PB
 - Signées par le PB :**
 - *Xenopus laevis* = Xenope
 - *Rana catesbeiana* = Grenouille taureau
 - Abeille (?)
 - *Eriocheir sinensis* = crabe chinois
 - *Bubo bubo* = Grand Duc d'Europe
 - *Corvus splendens* = corbeau familier
 - *Triturus carniflex* = triton crêté italien
 - *Myiopsitta monachus* = La Conure veuve
 - *Crassostrea gigas* = Huître du Pacifique
 - *Procambarus clarkii* = Ecrevisse de Louisiane
 - *Trachemys scripta elegans* = Tortue de Floride
 - *Psittacula krameri* = Perruche à collier
 - *Threskiornis aethiopicus* = Ibis sacré
 - *Tamias sibiricus* = Tamia de Sibérie
 - *Pacifastacus leniusculus* = Ecrevisse signal
 - *Orconectes limosus* = Ecrevisse américaine
 - *Allium triquetrum* = Ail à tige triquètre
 - *Eichhornia crassipes* = Jacinthe d'eau
 - *Sargassum muticum* = Sargasse
 - *Dreissena polymorpha* = Moule zébrée
 - En attente de signature**
 - *Didemnum vexillum*
 - *Fallopia sachalinensis* = Renouée du Japon
 - *Astacus astacus* = Ecrevisse à pattes rouges
 - *Pseudorasbora parva* = Pseudorasbora
 - *Astacus leptodactylus* = Ecrevisse à pattes grêles
 - *Salvinia molesta* = Salvinie géante
- AOB (?)
- Date et lieu des prochaines réunions

Le programme proposé prévoyait de traiter des espèces dont l'évaluation des risques en est à différents stades du processus de révision. Cependant, la réunion a été écourtée car certains participants avaient d'autres obligations. Ainsi, seules les espèces de la première et troisième liste ont été considérées.

Pour chaque révision d'évaluation des risques du NNRAP, les discussions s'articulent autour des fichiers informatiques (Excel de Microsoft) qui servent de support à ces évaluations (Voir exemple – en anglais – de l'évaluation des risques de l'Hydropote chinois en annexe 5).

Les réponses aux différentes questions sont passées en revue par l'ensemble des membres du groupe. Ils font un relevé des questions pour lesquelles les réponses ne sont pas suffisamment complètes ou justifiées ainsi que les potentielles incohérences entre les réponses.

Les réflexions de chaque membre du NNRAP se complètent et le bilan obtenu à l'aide de la grille de contrôle est retransmis à l'évaluateur par le biais du NNSS afin qu'il complète son analyse (Voir exemple de la révision de l'évaluation des risques pour l'Hydropote chinois en annexe 6).

A la fin de la réunion du NNRAP, Emilie Mazaubert a fait une présentation du groupe de travail IBMA en anglais. Cette présentation a permis d'expliquer le contexte de la création du groupe, sa composition et ses objectifs avant de détailler les activités en cours et à venir (Voir annexe 7).

Des échanges ont pu ainsi se faire avec les membres du NNRAP et du NNSS, le groupe de travail et ses travaux ont ainsi pu se faire connaître à un niveau supranational et le réseau de ses contacts s'est élargi.

4 - Synthèse et perspectives

4.1 - Synthèse

Les protocoles d'évaluation des risques d'introduction disponibles dans la littérature sont maintenant relativement nombreux puisque Guillaume Fried du LNPV en a recensé près d'une trentaine. Cette multiplicité est en partie artificielle car un certain nombre de ces propositions correspond en fait à des adaptations de protocoles préexistants à des contextes biogéographiques et/ou humains différents de la réalisation originelle. Toutefois, ces adaptations permettent assez fréquemment d'améliorer la validité des résultats obtenus.

Ils reposent sur des dires d'experts et des informations issues de la littérature scientifique disponible et se composent de questionnaires plus ou moins élaborés et/ou d'arbres dichotomiques de décision.

Par exemple, le protocole développé aux Etats-Unis d'Amérique dans le cadre de "NatureServe" (Morse *et al.*, 2004) comporte une vingtaine de questions alors que celui proposé par Pheloung et ses collaborateurs en 1999 pour l'Australie en comprend une cinquantaine.

Des points sont attribués à chaque réponse possible des différentes questions et le total des points donne un score qui constitue l'évaluation du risque. Dans le protocole NatureServe, les points obtenus permettent d'attribuer des scores partiels qui sont ensuite transformés en un score global correspondant à un "rang d'impact" qui peut être insignifiant, faible, moyen ou élevé. Lorsque le rang d'impact global ne peut être déterminé, une nouvelle évaluation de l'espèce en cause doit être réalisée.

Dans le protocole de Pheloung *et al.*, les réponses peuvent donner un score positif ou négatif. Les limites de scores sont "< 1, espèce "acceptée", > 6, espèce "rejetée", score compris entre 1 et 6 : nécessité d'une nouvelle évaluation avant proposition définitive. Ces seuils de recommandations ont été établis à partir de tests d'étalonnage du modèle réalisés sur 370 espèces déjà présentes et connues en Australie.

De même, le protocole de Weber et Gut comporte 12 questions proposant 2 à 7 réponses correspondant à des nombres de points différents, permettant de calculer un score permettant d'affecter une catégorie de risque (faible, moyen, élevé) à chaque espèce.

Les arbres dichotomiques de décision sont le seul moyen utilisé dans le protocole proposé par Reichard et Hamilton (1997) alors que dans le protocole de Weber et Gut (2004), ils sont seulement appliqués dans la phase de pré-évaluation et suivis d'un questionnaire de phase finale d'évaluation. Cette phase de pré-évaluation, permettant d'arrêter le processus d'évaluation en cours dès lors qu'une décision peut être prise, est également présente dans le protocole de NatureServe.

L'arbre de décision de Reichard et Hamilton est relativement rapide de mise en œuvre car il correspond à seulement 14 questions. Il permet d'aboutir à trois réponses possibles : espèce acceptée (introduction possible), espèce rejetée (risque d'invasion, introduction à interdire) et besoin d'une analyse supplémentaire (introduction de l'espèce présentant un risque et nécessitant l'analyse de nouveaux traits d'histoire de vie).

Les informations sur lesquelles doivent s'appuyer les questions ont trait aux impacts écologiques déjà connus des espèces, à leur répartition et leur abondance sur le territoire concerné, comme dans le protocole NatureServe, ou seulement sur leur biologie et leur écologie (Reichard et Hamilton, 1997, ou Pheloung *et al.*, 1999), voire sur l'ensemble des données connues sur ces espèces (Weber et Gut, 2004).

Selon les auteurs, les tests de ces protocoles ont montré des efficacités de discrimination, entre espèces exotiques envahissantes et espèces indigènes, suffisantes pour que ces procédures puissent être utilisées sans risque significatif d'erreur d'évaluation autorisant l'introduction d'une espèce effectivement envahissante dans un nouveau territoire. Par exemple, le protocole de Reichard et Hamilton, adapté à l'évaluation du potentiel invasif de végétaux ligneux et conçu pour l'Amérique du Nord, a donné des résultats satisfaisants, avec près de 90 % d'espèces bien classées, pour la classification des invasives avérées lors des tests réalisés mais des résultats nettement moins valables pour les espèces non-invasives (un peu moins de 50 % d'espèces bien classées). Un test du protocole de Weber et Gut a été réalisé sur plus de 200 espèces en Suisse, dont 47 envahissantes avérées : comme dans le cas précédent, il a montré une meilleure précision pour l'identification des espèces exotiques envahissantes que pour celle des espèces non-envahissantes.

S'appuyant sur les impacts écologiques connus des espèces à tester, leur répartition et leur abondance ainsi que sur les difficultés de leur gestion, le protocole NatureServe est très détaillé, chaque réponse doit être justifiée par un commentaire d'expert, une référence bibliographique ou toute autre source d'informations, ce qui réduit la subjectivité des réponses. Les justifications des réponses demandées et le nombre et la précision des questions en font un protocole relativement long à remplir.

Il en est de même pour le protocole de Pheloung *et al.* qui a recours à de nombreux critères concernant les espèces et une documentation importante et laisse assez peu de place à la subjectivité. Selon ses auteurs et d'autres tests plus récents, il apparaît comme plus précis que d'autres modèles et cette précision se maintient dans d'autres régions géographiques que celle où il a été originellement appliqué. Il reste cependant assez long à mettre en œuvre. Il a été adopté par l'*Australian Quarantine and Inspection Service*, une organisation nationale

responsable de la détection et de l'approbation pour l'introduction d'espèces de plantes. Il est appliqué en Australie depuis 1997.

Afin de tester la part de subjectivité imputable aux dires d'experts, l'adaptation du protocole de Pheloung *et al.* à la Nouvelle Zélande a fait l'objet d'une comparaison entre le modèle d'analyse des risques et des avis d'experts. Les tests ont porté sur près de 300 taxons dont environ 200 également présents en Australie et près d'une centaine considérés comme nuisibles en Nouvelle-Zélande. 13 experts (7 "botanistes", 3 "agriculteurs" et 3 "conservateurs") ont classé ces mêmes taxons en "non considéré comme une mauvaise herbe", "mauvaise herbe mineure" et "mauvaise herbe avérée", théoriquement sans tenir compte de la valeur économique de ces taxons.

Les scores obtenus par les deux approches montrent une assez forte similitude avec toutefois une variabilité de réponses du protocole plus faible que celle du groupe d'experts. La variabilité des réponses au sein du groupe d'experts est également importante puisqu'elle nettement plus élevée chez les "agriculteurs" et les "botanistes" que chez les "conservateurs". Par ailleurs, le protocole semblait moins influencé que les experts par la valeur économique des taxons.

Cette moindre variabilité des résultats du protocole semble lui donner une meilleure "objectivité". En effet, la composition du groupe d'experts peut notablement influencer les résultats produits qui sont une moyenne des réponses individuelles, moyenne dans laquelle la part de subjectivité de chaque expert n'est plus perceptible. Pour limiter ce risque de dérive, directement lié à la représentation personnelle du problème posé que chaque expert, le nombre de participants dans le groupe doit être suffisamment important.

Un test du protocole de Reichard et Hamilton a été réalisé en France par Bresch en 2008. Ce test a consisté en une adaptation et une recherche d'optimisation à l'échelle de la région méditerranéenne. Les meilleurs résultats ont été obtenus en ramenant l'échelle géographique au niveau européen puis à celui de la métropole et en utilisant des données nationales et régionales des Conservatoires Botaniques Nationaux. Avec les modifications qui lui ont été apportées, le protocole ne commet pas d'erreur de classification des espèces invasives avérées mais améliore la classification des espèces non-invasives avérées.

Le test du protocole de Pheloung et al., réalisé par le même auteur et pour la même région, a montré l'efficacité de ce protocole qui classe correctement 100 % des espèces invasives avérées. En revanche, ce test abouti également à rejeter 87 % des espèces non-invasives et à proposer une évaluation pour les 13 % restant. Cet excès de prudence dans l'évaluation des risques est un biais important et des compléments d'analyses devraient être apportés pour optimiser ce protocole dans le contexte métropolitain.

Les contacts pris avec Guillaume Fried du Laboratoire National de Protection des Végétaux ont permis d'échanger des informations sur les différents protocoles disponibles. Les travaux menés en collaboration avec Isabelle Mandon-Dalger du Conservatoire Botanique National de Porquerolles l'ont conduit à sélectionner plusieurs méthodes, dont celles de Pheloung *et al.* et de Weber & Gut. Ces travaux se sont exclusivement portés sur différentes plantes terrestres. Des tests concernant des plantes aquatiques seraient sans doute indispensables pour préciser l'efficacité des protocoles dans ce contexte particulier.

De même, les contacts pris avec Gordon Copp du Cefas ont permis de préciser la mise en œuvre concrète de la méthode d'évaluation des risques actuellement utilisée au Royaume-Uni, méthode qui avait déjà fait l'objet d'une synthèse figurant dans le livrable de l'action n° 6 "Espèces Invasives" de la convention de partenariat Onema-Cemagref de 2008 intitulé "Exemples de démarches d'évaluation des risques causés par les espèces exotiques" et datant de mars 2009.

Cette méthode (Annexes) s'applique aussi bien aux végétaux qu'aux animaux et peut être appliquée aux milieux terrestres et aquatiques, y compris le milieu marin. Très complète, elle porte sur la biologie et l'écologie, les voies d'introduction et les impacts de l'organisme à évaluer. L'évaluation des risques est réalisée par des experts et demande une justification systématique de chaque réponse.

Ces contacts avec Gordon Copp ont également permis de participer à deux réunions, l'une en Espagne, l'autre au Royaume-Uni, qui ont apporté des compléments d'information utiles sur les méthodes employées dans ces deux pays et de mieux mesurer, lors de la réunion de Londres, le temps passé à ces évaluations de risques.

4.2 -Perspectives

L'évolution rapide de la situation en métropole depuis l'été 2009 nous a obligé à modifier le déroulement prévu de nos travaux sur ces méthodes d'évaluation de risques.

En effet, la désignation par le MEEDM de deux opérateurs devant assurer la mise en place de la stratégie dite "nationale" de ce ministère, opérateurs qui sont le Service du Patrimoine Naturel du MNHN pour la faune et la Fédération des Conservatoires Botaniques Nationaux (FCBN) pour la flore, nous a amené à décaler dans le temps les tests originellement prévus afin de ne pas réaliser de travaux inutiles.

Selon les informations en notre possession, la situation actuelle sur ces questions de mise en place d'un protocole d'évaluation des risques d'introduction en métropole est la suivante :

- les collègues de la FCBN ont déjà réalisé des tests sur différentes espèces végétales en utilisant un protocole d'évaluation de risques qui, à notre connaissance, est proche du protocole NatureServe : les informations issues de ce test devraient être prochainement disponibles et être directement utilisées comme base pour la promulgation d'un nouvel arrêté d'interdiction de commerce et de transport calqué sur l'arrêté de 2007 concernant les jussies,
- les travaux engagés par les collègues du MNHN ne portent pas pour le moment sur le choix d'une méthode ayant un objectif d'évaluation de risques mais sur l'établissement direct d'une liste d'espèces devant également faire l'objet d'un tel arrêté,
- par ailleurs, lors des discussions avec Guillaume Fried, il a proposé que des évaluations soient concentrées sur une seule méthode de manière à pouvoir l'adapter au contexte métropolitain, en partant par exemple des méthodes de Pheloung *et al.* ou de Weber et Gut ; enfin, les contacts pris avec Pierre Ehret, rapporteur national "plantes envahissantes" du MAAP devraient faciliter les démarches auprès de ce ministère,
- les procédures existantes de l'OEPP (Organisation Européenne de Protection des Plantes) peuvent également être utilisées pour faire avancer la réflexion sur ce sujet.

Dans ce contexte, il nous paraît indispensable que des discussions, portant spécifiquement sur le choix d'un protocole applicable à la flore et à la faune ou d'un protocole utilisable pour

chacun des deux règnes concernés, puissent s'instaurer assez rapidement entre ces différents partenaires.

Les deux opérateurs du MEEDM ont pour objectif de traiter uniquement des invasions biologiques ayant un impact sur la biodiversité, les impacts économiques et sur la santé publique devront être traités par les ministères concernés. Les invasions biologiques provoquant des impacts économiques pourraient être abordés avec Guillaume Fried et Pierre Ehret du MAAP.

Il nous semble que la mise en place d'une procédure d'évaluation de risques est un préalable absolument nécessaire dans toute démarche de prévention des invasions biologiques à l'échelle nationale et une nécessité par rapport aux demandes récentes de la commission européenne. Les travaux déjà engagés par des groupes de travail de pays proches, tels ceux de Belgique (Cf. livrable 2008 sur le même sujet) ou du Royaume-Uni montrent à la fois l'intérêt de ces travaux et leur relative lourdeur.

Pour optimiser les travaux à engager, cette procédure devrait s'appliquer à toutes les espèces pouvant créer des impacts négatifs, quelle que soit la nature de ces impacts.

Dans sa position actuelle à l'échelle de la métropole, le groupe IBMA peut être une "force de proposition" pour :

- contribuer à l'harmonisation ou au moins à la convergence des démarches en cours entre MEEDDM et MAAP,
- participer au choix d'un protocole unique ou d'un protocole pour chacun des deux règnes, en recherchant de préférence le ou les protocoles pouvant être appliqué indifféremment à la flore et à la faune, sans distinction a priori de type de milieux, aquatiques et terrestres,
- créer en son sein un sous-groupe spécifiquement consacré à cette problématique qui pourrait réaliser des évaluations portant sur les espèces aquatiques ou participer à ces travaux dans un partenariat avec les interlocuteurs identifiés, c'est-à-dire le MEEDDM et ses opérateurs, FCBN et MNHN, le Service de la Protection des Végétaux et le Laboratoire National de Protection des Végétaux du MAAP, l'OEPP et l'IFREMER pour la partie maritime, un représentant de ce dernier organisme ayant été pressenti pour participer au groupe IBMA.

5 - Annexes

Annexe 1 : Identification et évaluation des risques des poissons d'eau douce au Royaume-Uni	57
Annexe 2 : Présentation de G. Copp	70
Annexe 3 : Traduction des questions du protocole d'évaluation des risques au Royaume-Uni.....	71
Annexe 4 : Synthèse révisée de la méthode d'évaluation des risques au Royaume-Uni	77
Annexe 5 : Exemple de l'évaluation des risques réalisée pour l'Hydropote chinois (<i>Hydropotes inermis</i>).....	85
Annexe 6 : Exemple de révision de l'évaluation des risques réalisée pour l'Hydropote chinois (<i>Hydropotes inermis</i>).....	100
Annexe 7 : Présentation du GT IBMA en anglais.....	101

Annexe 1 : Identification et évaluation des risques des poissons d'eau douce au Royaume-Uni

SYNTHESE

**Identification et évaluation des risques des poissons d'eau douce non-indigènes :
concepts et perspectives de protocoles pour le Royaume-Uni**

Document original (en anglais) :

Copp, G.H., Garthwaite, R. and Gozlan, R.E., 2005. Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: concepts and perspectives on protocols for the UK. Sci. Ser. Tech Rep., Cefas Lowestoft, 129: 32pp.

1 – Introduction et justification

Suite à la prise de conscience croissante dans les années 1980 et 1990 des menaces des espèces exotiques sur les espèces indigènes d'eau douce, le gouvernement britannique a commencé à élaborer une stratégie globale des risques environnementaux en distinguant l'analyse et la gestion de ces risques. Parallèlement, ce gouvernement introduit des contrôles relatifs à la détention et à la libération d'espèces de poissons non-indigènes. Différentes mesures sont imposées par décret adopté en vertu de l' " *Import of Live Fish Act (IFLA)* " (Loi sur l'importation de poissons vivants de 1981) et entraînent des contrôles sur des espèces de poissons considérées comme présentant un risque pour les espèces indigènes ou pour les écosystèmes en Angleterre et au Pays de Galles.

Au Royaume-Uni, même si des codes de bonnes pratiques pour la gestion des pêches (ICES-CIEM, 1995³⁶) conçus principalement pour des rejets intentionnels sont appliqués, aucun protocole n'est mis en place pour classer les espèces non-indigènes en fonction de leur risque relatif à l'environnement. De plus, le champ d'application de l'IFLA inclut des espèces non indigènes déjà présentes dans le pays (des contrôles supplémentaires sont à fournir pour les espèces non indigènes déjà présentes et pour celles les plus susceptibles d'arriver). D'autre part, la Convention pour la Diversité Biologique (CDB) inclut une recommandation selon laquelle une évaluation des risques doit être utilisée pour justifier les mesures prises contre les menaces sur la biodiversité. Par conséquent, le gouvernement britannique, en 2002, a cherché à développer des protocoles pour guider l'évaluation des risques causés par les poissons non-indigènes en eau douce (UK DEFRA, 2001³⁷).

Plusieurs protocoles qualitatifs et semi-quantitatifs ont déjà été élaborés pour l'introduction intentionnelle et/ou non intentionnelle de poissons (y compris les espèces marines). Certaines de ces approches se concentrent principalement sur l'identification des risques (qui est le premier élément d'une stratégie d'études des risques) mais aucune ne combinent les outils décisionnels quantitatifs (nécessaires dans le cadre de l'accord sur l'application des mesures

³⁶ ICES, 1995. ICES Code of Practice on the Introductions and transfers of Marine Organisms 1994. International Council for Exploitation of the Seas, Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms, Copenhagen (www.ices.dk).

³⁷ UK Defra, 2001. Specification of Requirements: The impact of introduced fish species on aquatic ecosystems. Tender specifications, Department for Environment, Food and Rural Affairs, London.

sanitaires et phytosanitaires -Accord SPS- de l'OMC) et les systèmes d'aide à la décision qualitative préconisés par les lignes directrices des politiques internationales et par les principes sur les espèces exotiques (par exemple la CDB, CdP6 décision VI/23, 2002).

Dans le contexte de libre échange de l'Union Européenne, les restrictions sur l'importation de poissons exotiques exigeraient une normalisation officielle de l'évaluation des risques. Les protocoles d'évaluation des risques des espèces exotiques sont plus développés pour les plantes et les parasites des plantes. Cependant, de grandes similitudes se présentent entre les espèces envahissantes végétales et animales. Par conséquent, une suggestion a été faite pour adapter les standards développés par l'Organisation Européenne pour la Protection des Plantes (OEPP-EPP) pour les plantes et leurs parasites à d'autres groupes taxonomiques. Cependant, la phase initiale de l'évaluation de l'OEPP ne repose que sur l'évaluation subjective de l'observateur et une évaluation plus objective du potentiel envahissant pourrait aider la prise de décision quant à la poursuite d'une évaluation plus complète (et plus coûteuse) ou non.

L'objectif de ce document de travail est de proposer une approche conceptuelle d'évaluation des risques des poissons d'eau douce abordant l'identification des risques d'une part et leur évaluation d'autre part.

2 – Méthodologie

La démarche d'évaluation des risques un processus qui se fait en plusieurs étapes. L'initiation du processus se fait grâce à un outil visant à identifier les espèces potentiellement envahissantes. Pour ces espèces, une évaluation des risques plus précise est entreprise pour déterminer la probabilité d'introduction et pour fournir une analyse détaillée des risques d'établissement et d'impacts qui n'est pas prévue lors de la phase d'identification.

2.1 – Identification des risques

Le " Fish Invasiveness Screening Kit " (FISK ou " kit de dépistage de poissons envahissants ") a été conçu à partir du modèle d'analyse des risques des " mauvaises herbes " (WRA : " Weed Risk Assessment ") développé par Pheloung et al.³⁸.

L'approche du modèle WRA est basée sur la biogéographie et l'histoire de l'espèce, la présence de traits de caractère indésirables et la biologie et l'écologie de l'espèce. Il s'appuie sur le principe qu'une espèce devenue une " mauvaise herbe " dans une région du monde présente un risque accru de le devenir aussi et d'être envahissante dans une autre zone avec des conditions environnementales semblables. Le modèle comprend une série de questions (réponses : oui/non/ne sais pas) qui sont sélectionnées sur la base d'une évaluation par des experts de la littérature publiée sur les espèces à évaluer. Chaque question est associée à un score pour produire un score total positivement corrélé avec le potentiel à devenir une " mauvaise herbe " (et donc, avec le potentiel envahissant). Ce score est ensuite comparé à des valeurs critiques qui déterminent si l'espèce présente un risque faible, élevé ou si elle nécessite une nouvelle évaluation.

³⁸ Pheloung, P. C., Williams, P. A., Halloy, S. R., A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management* (1999) 57, 239-251

De nombreuses questions du modèle WRA ont été jugées pertinentes, sur le plan conceptuel, pour l'application aux poissons. De ce fait, elles n'ont pas fait l'objet de modifications importantes. En revanche, d'autres questions ont été reformulées afin de refléter les tendances et les caractéristiques des poissons d'eau douce et de leur potentiel envahissant. De même, le système de notation a été conservé à quelques valeurs près.

Une première évaluation du FISK et de son système de notation a été réalisée en faisant l'étude de quelques poissons d'eau douce originaires d'Amérique du Nord, d'Europe et d'Asie. Parmi les espèces choisies :

- Certaines ont déjà été introduites et se sont établit avec succès au Royaume-Uni (devraient être classées comme envahissantes avec un score important)
- Certaines sont des envahisseurs potentiels qui n'ont pas encore été signalés au Royaume-Uni (devraient être classées comme envahissantes avec un score important)
- Certaines sont considérées comme peu susceptibles de s'établir (devraient être classées comme non-envahissantes avec un score faible)
- Et certaines ont été introduites au Royaume-Uni mais qui ne s'y sont pas maintenues

2.2 – Evaluation des risques

Suite à la première phase de détermination (FISK), une phase d'évaluation des risques, l'" Invasive Fish Risk Assessment " (IFRA ou " évaluation des risques des poissons envahissants "), a été développé à partir d'une adaptation du modèle de l'OEPP sur les ravageurs des plantes (PK5/1-4, EPPO, 2000³⁹). Ce modèle a été adapté en utilisant les connaissances spécifiques sur la biologie et l'environnement des poissons.

L'IFRA propose trois sections : introduction, établissement et impacts. Comme pour le FISK, l'IFRA suppose que l'histoire d'invasions antérieures et les similitudes environnementales sont importantes pour déterminer le niveau de risque engendré par l'espèce.

Pour les évaluations des neuf espèces réalisées à partir du modèle FISK puis du modèle IFRA le cas échéant, des réponses avisées ont été faite d'après la documentation disponible et publiée, Internet et d'après des informations non publiées obtenues par consultations auprès d'experts. Ainsi, l'évaluateur est en mesure de fournir une justification (avec les références) pour chaque réponse.

3 – Résultats et discussion

3.1 – Identification des risques (1^{ère} phase) : FISK

Cette première phase comporte des questions qui recouvrent un large éventail de caractéristiques sélectionnés pour permettre de déterminer les espèces d'eau douce ayant un fort potentiel envahissant pour la pêche (et l'aquaculture) et pour l'environnement naturel.

³⁹ EPPO, 2000. EPPO Standards: Pest Risk Analysis. European and Mediterranean Plant Protection Organization, PM 5/1-4 English.

3.1.1 – FISK section A : Biogéographie et histoire

- Domestication et culture (section A1)

Contrairement aux plantes, pour lesquelles il est considéré que la domestication réduit le potentiel envahissant (modèle WRA), la domestication des poissons d'eau douce semble augmenter ce potentiel. De ce fait, le score de la question 1.01 du modèle WRA (non = 0 et oui = -3) est modifié (cf. tableau 1). En revanche, en accord avec le modèle WRA, les espèces de poissons ayant des antécédents de naturalisation en dehors de leur aire de répartition naturelle (question 1.02) sont plus susceptibles de devenir envahissantes. Le score de cette seconde question reste donc inchangé. Enfin, concernant la question 1.03, l'absence de races, de variétés ou de sous-espèces de poissons envahissantes ne s'oppose pas au fait que l'espèce en elle-même soit envahissante. Ainsi, le score du modèle WRA (non = -1) a été modifié pour le FISK (cf. tableau 1).

- Climat et distribution (section A2)

La similitude des conditions climatiques entre la région d'origine et la région " receveuse " semble influencer sur la probabilité d'établissement et augmenter la probabilité d'impacts négatifs. Idéalement, la comparaison climatique devrait être faite à partir d'un outil informatique proposant une simulation dynamique développée pour prédire la distribution géographique potentielle des espèces en utilisant des paramètres climatiques déduits de distributions observées. Le concept de correspondance climatique et les questions de cette section (questions 2.01 à 2.05) restent donc identiques au modèle WRA.

- Espèce envahissante dans d'autres régions (section A3)

L'histoire connue des invasions par une espèce ou par ses congénères est un bon indicateur du potentiel d'envahissement. D'autre part, les questions relatives à l'historique des impacts sont corrélées aux scores des questions sur la similitude climatique et à la qualité des données sur le climat utilisées. Ainsi, une plus grande importance est attribuée aux questions concernant les impacts sur les secteurs commerciaux (pêche ou aquaculture), les stocks sauvages, et sur les valeurs d'aménité de la pêche à la ligne qu'aux questions portant sur le secteur ornemental.

3.1.2 – FISK section B : Biologie et écologie

Cette section a pour but d'évaluer les principaux moyens grâce auxquels les espèces peuvent devenir envahissantes et avoir des impacts en considérant les différentes caractéristiques biologiques et écologiques qui permettent à une espèce de se reproduire, se disperser et se maintenir.

- Traits de caractères indésirables (section B4)

L'introduction de poissons d'eau douce peut entraîner des impacts dus à une ou plusieurs caractéristiques indésirables comme notamment : la concurrence, l'altération des habitats, le parasitisme, la prédation, l'hybridation, la toxicité, l'absence de prédateurs naturels, la taille

ultime de l'espèce. Ce dernier point est particulièrement important au Royaume-Uni où de plus en plus de poissons utilisés pour l'ornementation sont relâchés dans le milieu naturel lorsqu'ils atteignent des tailles importantes. Même si les questions sont modifiées pour se rapporter aux poissons, le système de notation du modèle WRA a été conservé pour la plupart des questions de cette partie, hormis pour les questions 4.04 et 4.12. Le score du modèle WRA (non = -1) pour la question 4.04 a été réduit car, chez les poissons, le fait de ne pas manquer de prédateurs naturels n'est pas incompatible avec le fait de devenir envahissant. Concernant la question 4.12, les scores ont été inversés pour rendre compte du risque d'établissement accru chez les espèces de poissons non contrainte par une taille de population minimale (cf. tableau 1).

- **Guilde alimentaire (section B5)**

Ce groupe de questions remplace la partie du modèle WRA reposant sur le type de plantes par une section portant sur les différentes guildes trophiques qui permettent une classification des poissons (cf. tableau 1). L'alimentation de nombreuses espèces de poissons varie au cours de l'ontogenèse ou occasionnellement mais les espèces prédatrices ou omnivores sont les plus susceptibles de devenir envahissantes. De même, les modifications des fonctions des écosystèmes dans les eaux intérieures du Royaume-Uni semblent être causées par l'introduction d'espèces piscivores et benthivores. Cependant, le score majoré de certains type de plante (question 5.01 : plante aquatique : oui = 5) dans le modèle WRA ne l'est pas autant pour les régimes alimentaires des poissons. En effet, bien que des preuves documentées des impacts causés par les poissons soient principalement associées à des piscivores ou des benthivores, ces observations restent équivoques.

- **Reproduction (section B6)**

Les caractéristiques du cycle de vie influent directement sur les capacités d'envahissement, notamment la dépendance de l'espèce évaluée envers d'autres espèces ou des caractéristiques particulières de l'habitat pour finir son cycle de développement. La notation de la section de ce modèle reste inchangé par rapport au modèle WRA hormis pour la question 6.04 sur l'hermaphrodisme (qui reste un phénomène rare chez les vertébrés bien que de plus en plus observé chez les poissons). Le temps minimum de génération (en année) est resté le même que dans le modèle WRA : 1 an = 1, 2-3 ans = 0 et 4 ans = -1 (cf. tableau 1).

- **Mécanisme de dispersion (section B7)**

Le mode de dispersion d'une espèce est un facteur déterminant pour le potentiel invasif. Beaucoup d'approches d'évaluation des risques prévoient que les espèces qui se dispersent en lien avec les activités humaines engendrent des risques plus importants. Cependant, la dispersion naturelle peut aussi influencer la rapidité de la propagation de l'espèce et de ce fait, l'ampleur ultérieure des impacts. La notation de cette section reste inchangée par rapport au modèle WRA pour les questions 7.01 à 7.03. En revanche, les scores correspondant à des réponses négatives pour les questions 7.04 à 7.08 passent de -1 (modèle WRA) à 0 dans le modèle FISK (cf. tableau 1) car l'absence des caractères correspondants chez les poissons n'en diminue pas le risque d'invasion.

- **Attributs pour la persistance (section B8)**

Les espèces ayant une tolérance environnementale (supportant les variations de température, de salinité, d'oxygène, de vitesse et de qualité de l'eau ou des perturbations de l'environnement) plus élevée sont plus susceptibles de devenir envahissantes. Ainsi, la notation de cette section reste inchangée par rapport au modèle WRA (cf. tableau 1).

Tableau 1 : Feuille d'évaluation des risques modifiée à partir du modèle WRA de Pheloung et al. (1999) : protocole FISK

Section	Question		Réponse	Score	Score si "non"	Score si "oui"	
	N°	Enoncé					
A = Biogéographie / Histoire	1 = Domestication / Culture						
	C	1.01	L'espèce est-elle fortement domestiquée ou élevée pour le commerce, la pêche ou l'aquariophilie ?			0	2
	C	1.02	L'espèce s'est-elle naturalisée là où elle a été introduite ?			-1	1
	C	1.03	L'espèce présente-t-elle une race, une variété ou une sous-espèce invasive ?			0	1
	2 = Climat et répartition						
	C	2.01	Espèce adaptée au climat de Grande-Bretagne (0=faible, 1=intermédiaire, 2=élevé)			2 (réponse par défaut)	
	C	2.02	Qualité de la correspondance climatique (0=faible, 1=intermédiaire, 2=élevé)			2 (réponse par défaut)	
	C	2.03	Adaptation globale au climat (polyvalence environnementale)			0	1
	C	2.04	Indigène ou naturalisée dans des régions avec des climats semblables			0	1
	C	2.05	L'espèce a-t-elle une histoire d'introductions répétées hors de sa zone d'origine ?			-1	2
	3 = Est-ce une espèce invasive ailleurs ?						
	C	3.01	Espèce naturalisée au-delà de sa zone d'origine			1	2
	N	3.02	Dans son aire de répartition d'origine, y-a-t-il des impacts sur les stocks d'espèces sauvages destinés à la pêche ou commerce ?			0	2
	A	3.03	Dans son aire de répartition d'origine, y-a-t-il des impacts sur les espèces destinées à l'aquaculture, l'aquariophilie ou l'ornementation ?			0	4
	E	3.04	Dans son aire de répartition d'origine, y-a-t-il des impacts sur les rivières, les lacs ou les valeurs d'aménité ?			0	4
C	3.05	L'espèce a-elle des congénères invasifs ?			0	2	
BIOLOGIE / Écologie	4 = Caractéristiques indésirables						
	C	4.01	L'espèce produit-elle du poison ou présente-t-elle d'autres risques pour la			0	1

		santé humaine ?				
C	4.02	Existe-t-il une compétition avec les espèces indigènes ?			0	1
C	4.03	L'espèce est-elle un parasite d'autres espèces ?			0	1
A	4.04	L'espèce manque-t-elle de prédateurs naturels ou est-elle délaissée par ces derniers ?			0	1
C	4.05	L'espèce est-elle prédatrice d'une espèce indigène ?			0	1
C	4.06	Hôte et/ou vecteur pour des parasites et pathogènes reconnus, particulièrement non-indigène			0	1
N	4.07	L'espèce atteint-elle une taille corporelle importante ?			0	1
E	4.08	L'espèce a-t-elle une large tolérance de salinité ou est-elle euryhaline à une certaine étape de son cycle de vie ?			0	1
E	4.09	Est-ce une espèce tolérante à la dessiccation à certains stades de son cycle biologique ?			0	1
E	4.10	L'espèce est-elle tolérante à différentes vitesses du courant ?			0	1
E	4.11	L'alimentation de l'espèce ou d'autres comportements réduisent-ils la qualité de l'habitat pour les espèces indigènes ?			0	1
C	4.12	L'espèce exige-t-elle une taille de population minimale pour maintenir une population viable ?			1	0
5 = Guilde alimentaire						
E	5.01	Piscivore ou prédateur vorace			0	2
C	5.02	Omnivore			0	1
C	5.03	Planctonivore			0	1
C	5.04	Benthivore			0	2
6 = Reproduction						
C	6.01	Soins parentaux pour les œufs et/ou les jeunes et/ou âge de la maturité réduit en réponse à l'environnement			0	1
C	6.02	Produit des gamètes viables			-1	1
A	6.03	S'hybride naturellement avec les espèces indigènes			-1	1
C	6.04	Hermaphroditisme			0	1
C	6.05	Dépendance envers la présence d'autres espèces ou d'un habitat particulier			0	-1
A	6.06	Fécondité importante (> 10,000 œufs/kg), période de frai prolongée			-1	1
C	6.07	Durée minimale pour se reproduire (années)				
7 = Mécanismes de dispersion						
A	7.01	Dispersion non-intentionnelle possible à différents stades du développement			-1	1
C	7.02	Dispersion intentionnelle possible par l'Homme à différents stades du développement			-1	1
A	7.03	Stade du développement pouvant être dispersées sous forme de contaminants des produits			-1	1

Table de correspondance pour la question 6.07			
Années	1	2-3	4
Scores	1	0	-1

C	7.04	Dispersion naturelle dépendante de la dispersion des œufs			0	1
E	7.05	Dispersion naturelle dépendante de la dispersion de larves			0	1
E	7.06	Juveniles ou adultes connus pour migrer			0	1
C	7.07	(Œufs dispersées par d'autres animaux (de façon externe)			0	1
C	7.08	Densité dépendant de la dispersion			0	1
8 = Attributs pour la persistance						
C	8.01	Certains stades de développement sont-ils susceptibles de survivre hors du transport aquatique ?			-1	1
C	8.02	Tolérance vis-à-vis d'une large gamme de conditions de qualité de l'eau (notamment un appauvrissement en oxygène ou des températures élevées)			-1	1
A	8.03	Sensibilité aux " produits chimiques destinés à détruire des espèces piscicoles "			1	-1
A	8.04	Tolère, ou profite, des perturbations environnementales			-1	1
C	8.05	Ennemis naturels efficaces présents en Grande-Bretagne			1	-1

Score total	
Catégorie	
Score en aquaculture et pêche (A + C)	
Score en environnement (E + C)	
Nuisance (N)	

Score total	Catégorie correspondante
< -2	Acceptée
-2 à 6	Nouvelle analyse
> 6	Rejetée

3.1.3 Exemple d'évaluation à partir du modèle FISK

Pour une première évaluation du FISK et de son système de notation, cinq espèces d'Amérique du Nord (AN), trois espèces d'Europe continentale et une espèce d'Asie ont été étudiées. Quatre de ces espèces sont des piscivores (au moins facultatifs), les cinq autres sont des cyprinidés qui gardent ou cachent leurs œufs (cf. tableau 2).

Tableau 2 : Scores du FISK attribués lors de la première évaluation

Espèces			Score total		Aquaculture		Environnement		Nuisance	
Nom latin	Nom vernaculaire	Origine	GHC	REG	GHC	REG	GHC	REG	GHC	REG
<i>Leucaspis delineatus</i>	Able de Heckel	Europe	26	24	17	17	24	19	2	2
<i>Leuciscus souffia</i>	Blagean	Europe	-1	-2	-3	-3	3	3	0	1
<i>Leuciscus souffia</i>	Black-bass à grande bouche	AN	11	13	6	5	12	18	3	1
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	AN	25	16	11	9	26	17	3	2
<i>Phoxinus eos</i>	Ventre rouge du Nord	AN	9	0	8	0	9	6	0	0
<i>Pimephales promelas</i>	Tête de boule	AN	36	17	27	16	28	19	2	0
<i>Pseudorasbora parva</i>	Pseudorasbora	Asie	36	38	26	32	29	28	2	2
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Omble des fontaines	AN	14	6	5	4	16	11	3	1
<i>Silurus glanis</i>	Silure glane	Europe	25	17	14	12	23	19	3	3

NB : GHC et REG ont les initiales de deux des auteurs de cette publication qui ont testé le protocole FISK

Les scores attribués par les deux observateurs concordent pour la plupart des espèces (exceptée *Phoxinus eos* qui est classée dans la catégorie " nouvelle évaluation " par l'un des observateurs). Seule une espèce : *Leuciscus souffia* est considérée comme non-invasive. Ces résultats reflètent bien le statut de ces espèces de poissons au Royaume-Uni. En effet, toutes ces espèces ont étendu leur aire de répartition au Royaume-Uni sauf *Phoxinus eos*, *Pimephales promelas* et *Salvelinus fontinalis*.

3.2 – Evaluation des risques (2^{nde} phase) : IFRA

Cette seconde phase est réalisée pour les espèces ayant un risque potentiel élevé (ou inconnu) afin d'établir la probabilité d'introduction et de fournir une analyse plus détaillée des risques d'établissement et des impacts (ce que la première phase ne permet pas). Cette phase d'évaluation est adaptée à partir du modèle de l'OEPP qui se découpe en trois parties : introduction, dispersion et impacts. Les scores utilisés dans le modèle IFRA sont : 1 = faible (L = " Low "), 2 = moyen (M), 3 = élevé (H = " High ") (et 0 = négligeable, le cas échéant). Pour accroître l'objectivité de l'évaluation, des matrices de scores ont été développées pour répondre à certaines questions pour lesquelles plusieurs variables sont à prendre en compte. De plus, les questions sont accompagnées de recommandations aidant à y répondre et une justification doit être fournie pour chaque réponse. Enfin, conformément au modèle de l'OEPP, les questions sont pondérées de façon identique (cf. Annexe 1).

3.2.1 – Risque d'introduction : IFRA, 1^{ère} partie

Cette section peut être utilisée pour évaluer, à partir d'un organisme ou d'une voie d'introduction, le risque d'introductions délibérées mais non-autorisées ou d'introductions accidentelles et non-intentionnelles. Il est important que toutes les voies d'introduction potentielles pour une introduction involontaire soient identifiées et que les questions s'y rapportant dans le protocole (Q1.06 à 1.15 – Annexe 1) soient renseignées pour chacune d'entre elles. L'évaluation des risques d'une introduction accidentelle suppose qu'il existe une région géographique " donneuse " et qu'une association est possible entre l'espèce et la voie d'introduction et/ou le vecteur. Le risque sera influencé par l'abondance de l'espèce dans la région d'origine et le degré de dépendance envers l'homme. Combinés avec la fréquence de l'importation, il est alors possible de déterminer le risque d'exposition à la voie d'introduction.

L'introduction dans le pays receveur dépend des procédures de quarantaine appropriées qui sont en place dans la zone d'origine ou dans la zone receveuse, de la probabilité de survie et de non-détection de l'organisme durant le transport et la période de quarantaine et de la probabilité d'arriver dans un environnement receveur adapté. Si l'organisme ne survit pas à la phase d'introduction, aucun risque n'est considéré.

3.2.2 – Risque d'établissement : IFRA, 2^{nde} partie

Cette section suppose que l'espèce nécessite des mêmes conditions environnementales que dans son aire d'origine pour s'établir. Un modèle informatique de comparaison climatique

peut être utilisé et, lorsque c'est possible, les conditions microclimatiques doivent être prises en considération. La similitude des conditions climatiques et la qualité des données correspondantes sont utilisées pour produire un indice de similitude climatique. En absence de données sur la similitude du climat, un score, par défaut élevé, est attribué par précaution.

Pour qu'une espèce puisse s'établir, le modèle IFRA suppose que tous les habitats (y compris les hôtes pour les espèces parasites) nécessaires lors du cycle de vie complet de l'individu soient présents dans le milieu receveur. Lorsque ce n'est pas le cas, l'évaluation est interrompue. D'autre part, lorsque les habitats appropriés sont présents, l'établissement de l'espèce est conditionné par la disponibilité en nourriture, la similitude des autres conditions abiotiques, la résistance biologique potentielle et la capacité à se reproduire dans un nouvel environnement.

Il est aussi important de savoir si l'espèce pourra s'établir de la même façon dans le milieu receveur que dans son aire d'origine et quel est la probabilité d'une éradication réussie. Les espèces qui semblent plus difficiles à éradiquer se verront attribuer un score plus élevé que les espèces dont l'éradication semble réalisable et acceptée socialement.

3.2.3 – Evaluation des impacts : IFRA, 3^{ème} partie

Cette section évalue les impacts économiques, environnementaux et sociaux négatifs de l'espèce dans le milieu receveur en fonction de l'historique des impacts causés par cette même espèce dans les zones où elle est déjà établie, de la présence de secteurs vulnérables dans la zone receveuse et la probabilité des impacts. Si on considère l'historique, la sévérité des impacts peut être déterminée à partir de la durée et de l'échelle spatiale des impacts déjà connus. Les maladies sont l'un des pires impacts économiques, environnementaux et sociaux que des poissons exotiques peuvent engendrer. Ainsi, la première question de cette phase de l'évaluation vise à déterminer si l'espèce est un hôte potentiel de parasites ou de pathogènes.

Chaque catégorie de risques est évaluée différemment. La probabilité d'impacts économiques est évaluée à partir de la présence de secteurs économiques vulnérables et du risque d'établissement, la probabilité d'impacts environnementaux se définit à partir de l'historique des impacts connus et du risque d'établissement et enfin, la probabilité d'impacts sociaux se calcule à partir des probabilités de risques environnementaux et économiques.

Au final, un enjeu majeur dans l'analyse des risques est celui de l'incertitude car certaines informations sur l'espèce évaluée peuvent faire défaut. Ainsi, lors d'une évaluation des risques, une espèce pour laquelle l'évaluation est incertaine est classée, par précaution, comme présentant un risque élevé. En effet, il est important d'évaluer le niveau de confiance attribué à une évaluation afin de mieux identifier les lacunes dans les connaissances et d'orienter les recherches futures et les décisions politiques. De ce fait, l'incertitude du modèle IFRA se calcule à partir du nombre de questions qui sont restées sans réponse.

4 – Remarques

L'augmentation du commerce mondial, des transports et du tourisme facilite la dispersion des organismes en dehors de leurs aires de répartition naturelle et les impacts qui en découlent. En

Europe, les lacs et rivières (ainsi que les zones côtières et les îles) sont considérés comme faisant partie des écosystèmes les plus vulnérables aux espèces exotiques.

Actuellement, le droit britannique ne prévoit pas d'interdiction générale de l'importation d'espèces exotiques. Ainsi, l'utilisation d'une structure d'évaluation des risques solide et s'appuyant sur des données scientifiques pourrait faciliter la gestion des poissons d'eau douce exotiques en mettant l'accent sur la prévention (aux frontières et par des mesures de contrôle internes) plutôt que sur le curatif.

L'évaluation des risques est une discipline bien établie dans des secteurs de production de ressources naturelles (foresterie, agriculture, pêche en mer) pour lesquels l'impact économique des "nuisibles" et des "mauvaises herbes" est bien démontré et a servi de motivation pour le développement de stratégie des risques. La proposition faite pour les poissons exotiques est destinée à être utilisée de façon similaire. Elle nécessite donc d'être appliquée et validée afin de tester les hypothèses formulées lors de la rédaction des questions et de l'établissement du degré d'incertitude. Bien que toujours conceptuel par nature, ce modèle offre une transparence et une cohérence permettant l'évaluation du risque relatif à l'introduction d'une espèce, à son établissement et aux impacts qu'elle peut engendrer, ce qui facilite le développement de la gestion et de politique plus adaptées.

Les deux outils proposés dans ce document (FISK et IFRA) reposent sur l'hypothèse que la similitude climatique permet une bonne prédiction du potentiel d'établissement et d'impact. De même, pour prédire l'invasion, les deux protocoles s'appuient sur l'historique des effets déjà connus. Cependant, l'absence d'un comportement envahissant dans un autre pays, permettant de supposer que l'espèce ne présente qu'un faible risque, n'indique pas un risque nul surtout lorsque peu de données sont disponibles. Par conséquent, à la fin de l'évaluation, le degré d'incertitude doit être calculé et le principe de précaution appliqué tant au niveau de l'analyse des données disponibles que des résultats.

En revanche, bien qu'étant indirectement évalué au travers de l'étude de l'historique de l'espèce, aucune des deux phases proposées ne tient directement compte du potentiel qu'a l'espèce de devenir envahissante quelques temps après l'établissement. Or, les invasions de différentes espèces n'ont pas forcément le même rythme. En effet, une espèce peut se naturaliser tout en maintenant des populations réduites (phase de latence) avant de montrer une augmentation importante de ces populations. Ainsi, une espèce exotique déjà introduite mérite une attention égale, voire plus importante dans certaines circonstances, qu'une espèce qui n'a pas encore été introduite.

Pour être efficace, des mécanismes sont nécessaires pour orienter les résultats de l'évaluation dans un système de gestion pour mettre en place, en fonction, une réaction d'urgence, de nouvelles recherches pour une évaluation supplémentaire et des modifications de la législation. Les décisions pour la gestion seront déterminées à partir des coûts et des bénéfices des options proposées. Cependant, aucune des deux phases d'analyse ne propose d'analyse des coûts. Cette étude doit être réalisée dans le cadre d'un processus distinct. Par conséquent, il est recommandé que les résultats obtenus à partir de ces deux protocoles (FISK et IFRA) soient interprétés avec précaution et que l'accent soit donné à la prévention de l'entrée de nouveaux organismes par la détection au niveau de limites de zones préétablies.

Analyse du modèle, conclusion et perspectives

La démarche d'identification et d'évaluation des risques pour les poissons exotiques d'eau douce présentée dans ce document est adaptée d'outils déjà existants : du modèle d'évaluation des risques des " mauvaises herbes " (WRA = " Weed Risk Assessment ") développé par Pheloung en 1999 et, du modèle de l'OEPP sur les ravageurs des plantes datant de 2000.

Ces deux modèles ont été créés, au départ, pour évaluer les risques liés aux espèces végétales. Ils ont donc subi quelques modifications : adaptation ou reformulation de certaines questions et modifications des systèmes de notation.

Il en résulte un protocole d'évaluation en deux parties.

La première phase du protocole correspond à l'identification des risques (FISK) et s'appuie sur le modèle WRA de Pheloung. Elle comporte 49 questions portant sur la biogéographie et l'histoire, les caractéristiques indésirables (car pouvant contribuer au caractère envahissant) et sur des traits de biologie et d'écologie de l'espèce évaluée. Grâce au système de score correspondant, l'espèce est ensuite classée dans une des trois catégories proposées : " acceptée " (score <-2), " refusée " (score > 6) ou " nécessité d'une nouvelle analyse " (score entre -2 et 6).

La seconde phase correspond à l'évaluation des risques (IFRA). Adaptée du modèle de l'OEPP, elle est réalisée pour les espèces ayant un risque potentiellement élevé (ou inconnu) d'après le FISK. Elle permet d'établir la probabilité d'introduction et de fournir une analyse plus détaillée des risques d'établissement et des impacts (ce que la première phase ne permet pas). Cette phase est aussi composée de 49 questions qui sont donc divisées en trois sections : introduction, établissement et impacts. Chaque question est accompagnée d'indications pour aiguiller les réponses et le système de score correspondant permet de déterminer le niveau de risque (" faible ", " moyen " ou " élevé ") par groupe de questions puis de façon globale. Les réponses fournies par l'évaluateur doivent s'accompagner d'une justification et de références.

Contrairement au FISK, l'IFRA prend en compte des voies d'introduction des espèces qu'elles soient délibérées ou non. En revanche, les deux phases tiennent compte du comportement des espèces dans des zones géo-climatiques semblables à la zone d'introduction potentielle. Cela permet de réaliser une comparaison plus objective : si l'espèce est envahissante dans l'une de ces zones, il est plus probable qu'elle le devienne dans la zone d'introduction potentielle.

D'autre part, la nécessité de justifier les réponses à partir de la littérature ou de connaissances déjà existantes sur l'espèce étudiée augmente l'objectivité du modèle.

Les tests réalisés sur l'application du FISK par deux des auteurs du document (G. H. Copp et R. E. Golzan) sur des espèces originaires d'Europe, d'Amérique du Nord ou d'Asie donne des résultats semblables à une espèce près (qui est refusée par l'un et à réévaluer pour l'autre). D'autre part, les résultats prennent en compte les incertitudes dues au manque d'information et à l'observateur et si l'incertitude est importante, le principe de précaution s'applique.

Les deux phases de la démarche d'évaluation de ce protocole comportent un nombre important de questions et demandent des justifications. Cependant, les deux modèles qui ont servi pour la réalisation de ce document ont prouvé leur efficacité et sont souvent pris en exemple et adaptés. Par exemple, le modèle de Pheloung a été adapté notamment pour Hawaï (Daehler et Carino, 2000⁴⁰), les îles du Pacifique (Daehler et al., 2004⁴¹), la République Tchèque (Krivánek et Pyšek, 2006⁴²) et la Floride (Gordon et al., 2008⁴³). Quant au modèle de l'OEPP, il a servi de base au DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs) au Royaume-Uni pour développer un système d'évaluation des risques posés à l'environnement, aux habitats ou aux écosystèmes par un organisme exotique⁴⁴.

Par ailleurs, depuis la rédaction de ce rapport technique en 2005, le FISK a été soumis à des améliorations visant à incorporer les incertitudes des observateurs et à revoir notamment les seuils du système de score et de classification des espèces (G. H. Copp et al., 2009⁴⁵). De plus, il a lui-même été adapté pour établir d'autres outils pour des espèces d'eau douce et marines (voir site Internet du Cefas⁴⁶). En revanche la partie IFRA n'est plus utilisée pour l'évaluation des risques : celle-ci est réalisée à partir du schéma britannique d'évaluation des risques des organismes exotiques développé par le DEFRA et précédemment cité (com. pers. avec Gordon Copp). Ainsi, même si l'adaptation de ce modèle ne semble pas encore être considérée en France, les adaptations et les résultats fournis peuvent être intéressants à suivre.

⁴⁰ Daehler C, Carino DA (2000) Predicting invasive plants: prospects for a general screening system based on current regional models. *Biological Invasions* 2, 93–102.

⁴¹ Daehler CC, Denslow JL, Ansari S, Kuo H (2004) A risk assessment system for screening out harmful invasive pest plants from Hawaii's and other Pacific islands. *Conservation Biology* 18, 360–368.

⁴² Krivánek M, Pyšek P (2006) Predicting invasions by woody species in a temperate zone: a test of three risk assessment schemes in the Czech Republic (Central Europe). *Diversity and Distributions* 12, 319–327.

⁴³ Gordon DR, Onderdonk DA, Fox AM, Stocker RK, Gantz C (2008) Predicting invasive plants in Florida using the Australian Weed Risk Assessment system. *Invasive Plant Science and Management* 1, 178–195.

⁴⁴ [http://bioprotection.org.nz/system/files/Baker+et+al.+\(2007\)+Neobiota+7,+46-57.pdf](http://bioprotection.org.nz/system/files/Baker+et+al.+(2007)+Neobiota+7,+46-57.pdf) (consulté en septembre 2009)

⁴⁵ Copp GH, Vilizzi L, Mumford J, Fenwick GV, Godard MJ, Gozlan RE. Calibration of FISK, an invasiveness screening tool for non-native freshwater fishes. *Risk Analysis*, 2009; 29:457–467.

⁴⁶ <http://www.cefas.co.uk/projects/risks-and-impacts-of-non-native-species/decision-support-tools.aspx> (consulté en septembre 2009)

Annexe 2 : Présentation de G. Copp

Résumé de la présentation de Gordon Copp lors des journées sur les espèces invasives d'eau douce de la Péninsule Ibérique

12 & 13 novembre 2009, université de Navarre, Pampelune (Espagne)

NON-NATIVE SPECIES RISK ANALYSIS IN EUROPE: DEVELOPMENTS IN PRE-SCREENING TOOLS AND A FRAMEWORK FOR ASSESSING 'LOCALLY-ABSENT' SPECIES

Copp, Gordon H.

Salmon & Freshwater Team, Cefas, Pakefield Road, Lowestoft, Suffolk NR33 0HT, UK and School of Conservation Sciences, Bournemouth University, Poole, Dorset, UK)

Recent developments in national and European legislation to address the threats of non-native species (NNS) have led to the development of new and/or improved risk assessment protocols, based on the protocols and principles espoused by the European Plant Protection Organisation (EPPO) for pest risk analysis. Schemes adapted from the EPPO approach include: the Invasive Fish Risk Assessment (IFRA), the GB Non-native Species Risk Analysis Scheme (GB-NNRAS), the 'European Non-native Species in Aquaculture Risk Assessment Scheme' (ENSARS), which was developed by the EC project IMPASSE (Environmental impacts of alien species in aquaculture) for the EU Regulation on the use of locally-absent species in aquaculture, and the new EPPO scheme, which is being developed by the EC project PRATIQUE (Enhancements of Pest Risk Analysis Techniques). These schemes are modular in structure, they require the assessor to estimate the level of confidence associated with their responses, and the various modules examine the risks associated with introduction pathways, with production facilities (where applicable), with organisms (both target and non-target) as well as the threats to ecosystem structure, function and ecosystem services. An essential entry point for these schemes is the pre-screening of species to determine which species are likely to be invasive and therefore warrant a more detailed (and expensive) assessment. Two pre-screening tools recently developed in Europe are: 1) the Invasiveness Scoring Kits for aquatic organisms (i.e. FISK for freshwater fish, M-FISK for marine fish, FI-ISK for freshwater invertebrates, MI-ISK for marine invertebrates and AmphISK for amphibians); and 2) the Invasive Species Environmental Impact Assessment (ISEIA) developed in Belgium. The calibration and validation of these pre-screening tools, and a comparison of species rankings by these two approaches will be discussed within the context of a framework approach for assessing non-native species in Europe.

Extrait du " Libro de Resumen "

<http://www.unav.es/centro/especiesinvasoras/Libro%20de%20resumenes%20y%20Descargas>
(dernière consultation le 10 décembre 2009)

Annexe 3 : Traduction des questions du protocole d'évaluation des risques au Royaume-Uni

Traduction des questions du protocole d'évaluation des risques au Royaume-Uni

- 1 Quelle est la raison pour effectuer l'évaluation des risques ?
- 2 Quelle est l'aire d'évaluation des risques ?
- 3 Existe-t-il une évaluation des risques antérieure pertinente ?
Non ou inconnu => 5
Oui => 4
- 4 S'il existe une évaluation des risques antérieure, est-elle encore valable (partiellement ou dans sa globalité) ?
Entièrement valide => Fin de l'analyse
Partiellement valide => réaliser l'analyse en faisant des comparaisons avec la première
Invalide => 5

Evaluation des risques liés à l'organisme

SECTION A : Evaluation de l'organisme

- 5 Identifier l'organisme. Correspond-t-il à une entité taxonomique pouvant être suffisamment distingué des autres entités du même rang ?
Oui => donner son nom => 7
Non => 6
- 6 Si ce n'est pas une entité taxonomique unique, peut-elle être redéfinie ?
Oui => 7
Non => 20
- 7 L'organisme est-il connu pour être invasif (menace pour les espèces, les habitats ou les écosystèmes) dans son aire de répartition actuelle ?
Oui => 9
Non => 8
- 8 L'organisme possède-t-il des attributs intrinsèques indiquant qu'il pourrait être invasif (menace pour les espèces, les habitats ou les écosystèmes) ?
Module 1 : module d'évaluation des caractéristiques de l'espèce évaluée (FISK, MFISK, FI-ISK, AmphISK)
Oui ou incertain => 9
Non => 20
- 9 L'organisme se reproduit-il efficacement en dehors de la zone de confinement dans l'aire d'évaluation des risques ?
Oui => 10
Non => 11
- 10 L'organisme a-t-il une large distribution dans l'aire d'évaluation des risques ?
Non => 11

Oui et les effets des conditions futures, des nouvelles méthodes de gestion ont été considérées => 19

Oui et les effets des conditions futures, des nouvelles méthodes de gestion n'ont pas été considérées => 20

11 Est-ce qu'au moins une espèce (pour les herbivores, prédateurs et parasites) ou un habitat convenable vital pour la survie, le développement et la multiplication de l'organisme se trouve dans l'aire d'évaluation des risques (à l'air libre, dans des conditions protégées, ou les deux) ?

Oui => 12

Non => 20

12 L'organisme a-t-il besoin d'une autre espèce pour des étapes critiques de son cycle de vie telles que la croissance (par exemple, les symbiotes des racines), la reproduction (par exemple, les pollinisateurs), la dispersion (par exemple, transport de graines) et la transmission (vecteurs, par exemple) ?

Oui => 13

Non => 14

13 Les autres espèces critiques identifiées dans la question 12 (ou une espèce similaire pouvant fournir une fonction similaire) sont-elles présentes dans l'aire d'évaluation des risques ou susceptible d'y être introduites ?

En cas de doute, une évaluation séparée de la probabilité d'introduction de cette espèce peut être nécessaire.

Oui => 14

Non => 20

14 La répartition géographique connue de l'organisme incluse-t-elle des zones éco-climatiques comparables à celle de l'aire d'évaluation des risques ou sont-elles suffisamment similaires pour permettre à l'organisme de survivre et de prospérer ?

Oui => 16

Non => 15

15 L'organisme pourrait-il être placé dans des conditions protégées (par exemple serres, installations d'aquaculture, terrariums, jardins zoologiques) dans l'aire d'évaluation des risques ?

Oui => 16

Non => 20

16 L'organisme a-t-il engendré, comme une conséquence directe ou indirecte des activités humaines, des populations viables (qui se reproduisent) dans de nouvelles zones en dehors de son aire de répartition initiale ?

Oui => 17

Non => 20

17 L'organisme peut-il se propager rapidement par des moyens naturels ou par l'aide de l'Homme ?

Oui => 18

Non => 20

18 L'organisme pourrait-il, en tant que tel ou en agissant en tant que vecteur, causer des dommages économiques, environnementaux ou sociaux dans l'aire d'évaluation des risques ?

Oui ou incertain => 19

Non => 20

19 Cet organisme pourrait présenter un risque dans l'aire d'évaluation des risques et une évaluation détaillée des risques est appropriée. => section B

20 Cet organisme n'est pas susceptible d'être un organisme exotique nuisible dans l'aire d'évaluation des risques donc l'évaluation ne peut être arrêtée.

SECTION B: évaluation détaillée de la probabilité d'entrée, d'établissement, de propagation et de l'ampleur des conséquences économiques, environnementales et sociales de l'organisme

Probabilité d'entrée

1.1 Dressez la liste des voies d'entrée que l'organisme pourrait utiliser. Combien de voies d'entrée l'organisme pourrait-il utiliser ?

Module 2 : module d'évaluation du risque de la voie d'introduction

1.2 Choisissez une voie d'entrée de la liste dressée à la question 1.1 pour commencer les évaluations des voies.

1.3 Quelle est la probabilité que l'organisme soit associé à la voie d'entrée à l'origine ?

1.4 La concentration de l'organisme à l'origine de la voie d'entrée pourrait-elle être élevée ?

1.5 Quelle est la probabilité de survie de l'organisme aux cultures ou aux pratiques commerciales existantes ?

1.6 Quelle est la probabilité pour que l'organisme survive ou reste non détecté par les mesures existantes ?

1.7 Quelle est la probabilité pour que l'organisme survive pendant le transport et ou le stockage ?

1.8 Quelle est la probabilité pour que l'organisme se multiplie ou augmente sa prévalence au cours du transport ou du stockage ?

1.9 Quel est le volume de circulation le long de la voie d'entrée ?

1.10 Quelle est la fréquence du mouvement le long de la voie ?

1.11 L'organisme sera-t-il distribué largement dans toute l'aire d'évaluation des risques ?

1.12 Quelle est la probabilité pour que l'organisme arrive durant les mois de l'année les plus appropriés pour son établissement ?

1.13 Quelle est la probabilité que l'utilisation prévue des marchandises (par exemple, transformation, consommation, plantation, évacuation des déchets, sous-produits) ou que d'autres matériaux avec lesquels l'organisme est associé aident au transfert vers un habitat convenable ?

1.14 Quelle est la probabilité pour que l'organisme soit en mesure d'être transféré de la voie d'entrée à un habitat convenable ?

Probabilité d'établissement

1.15 Quelles sont les similitudes entre les conditions climatiques qui affectent l'établissement dans l'aire de l'évaluation des risques et celles de la zone de distribution actuelle ?

1.16 Quelles sont les similitudes entre les autres facteurs abiotiques qui affectent l'établissement dans l'aire de l'évaluation des risques et ceux de la zone de distribution actuelle ?

1.17 Combien d'espèces (pour les herbivores, prédateurs et parasites) ou d'habitats appropriés et vitaux pour la survie, le développement et la multiplication de l'organisme sont présents dans l'aire de l'évaluation des risques ? Déterminer les espèces ou les habitats et indiquer le nombre.

1.18 Quelle est l'étendue des espèces (pour les herbivores, prédateurs et parasites) ou des habitats appropriés et vitaux pour la survie, le développement et la multiplication de l'organisme dans l'aire de l'évaluation des risques ?

1.19 Si l'organisme a besoin d'une autre espèce pour les phases critiques de son cycle de vie alors quelle est la probabilité pour qu'il s'associe à ces espèces dans l'aire d'évaluation des risques ?

1.20 Quelle est la probabilité pour que l'établissement de l'organisme ne soit pas empêché par la concurrence des espèces existantes dans l'aire de l'évaluation des risques ?

1.21 Quelle est la probabilité pour que l'établissement de l'organisme ne soit pas empêché par des ennemis naturels déjà présents dans l'aire de l'évaluation des risques ?

1.22 S'il existe des différences dans la gestion par l'Homme de l'environnement / habitat dans l'aire d'évaluation des risques par rapport à celle de l'aire de répartition actuelle, sont-elles susceptibles d'aider à l'installation de l'organisme ? (préciser)

1.23 Quelle est la probabilité pour que des mesures de contrôle ou d'élevage existantes ne parviennent pas à empêcher l'établissement de l'organisme ?

1.24 L'organisme a-t-il souvent été observé dans des conditions protégées (par exemple serres ou ailleurs) ?

1.25 Quelle est la probabilité pour que la stratégie de reproduction de l'organisme et la durée de son cycle de vie puissent aider à son établissement ?

1.26 Quelle est la probabilité pour que la capacité de l'organisme à se répandre puisse aider à son établissement ?

1.27 Quelle est l'adaptabilité de l'organisme ?

1.28 Quelle est la probabilité pour que la faible diversité génétique de la population fondatrice de l'organisme n'empêche pas son établissement ?

1.29 Combien de fois l'organisme est-il entré et s'est-il établi dans de nouvelles zones en dehors de son aire de répartition initiale par suite des activités humaines ?

1.30 Quelle est la probabilité pour que l'organisme puisse survivre aux campagnes d'éradication dans l'aire de l'évaluation des risques ?

1.31 Même si l'établissement durable de l'organisme est peu probable, quelle est la probabilité pour que les populations de passage se maintiennent dans l'aire de l'évaluation des risques par la migration naturelle ou grâce à une entrée par l'activité anthropique (y compris la libération intentionnelle dans l'environnement extérieur) ?

Dispersion

2.1 Avec quelle rapidité l'organisme est-il susceptible de se répandre dans l'aire de l'évaluation des risques par des moyens naturels ?

2.2 Avec quelle rapidité l'organisme est-il susceptible de se répandre dans l'aire de l'évaluation des risques par l'assistance de l'homme ?

2.3 Quelle sera la difficulté pour contenir l'organisme dans le domaine de l'évaluation des risques ?

2.4 Sur la base des réponses aux questions sur les possibilités d'établissement et de propagation, définir la zone menacée par l'organisme.

Impacts

2.5 Quelle est l'importance des pertes économiques causées par l'organisme dans son aire géographique actuelle ?

Module 4 : module d'évaluation de l'impact économique

2.6 Compte tenu des conditions écologiques dans l'aire de l'évaluation des risques, quelle sera la probable gravité de l'effet économique négatif direct de l'organisme, par exemple sur le rendement et/ou la qualité des cultures, de la santé, du bétail et de la production ? (Décrire) dans l'aire de l'évaluation des risques, quelle sera la probable gravité de l'effet économique négatif direct de l'organisme par exemple sur le rendement et/ou la qualité des cultures ?

2.7 Quelle est l'importance de la perte de profits des producteurs que l'organisme est susceptible de provoquer en raison de changements dans les coûts de production, les rendements, etc., dans l'aire de l'évaluation des risques ?

2.8 Quelle est l'importance de la réduction de la demande des consommateurs que l'organisme est susceptible de causer dans l'aire de l'évaluation des risques ?

2.9 Quelle est la probabilité que la présence de l'organisme dans l'aire de l'évaluation du risque puisse causer des pertes sur les marchés d'exportation ?

2.10 Quelle est l'importance des autres coûts économiques résultant de l'introduction de l'organisme ? (préciser)

2.11 Quelle est l'importance des dommages environnementaux causés par l'organisme dans son aire géographique actuelle ?

Module 3 : module d'évaluation du risque de la région " receveuse "

2.12 Quelle est l'importance des dommages environnementaux susceptibles d'être causés dans l'aire d'évaluation des risques ?

2.13 Quelle est l'importance des dommages sociaux et des autres dommages causés par l'organisme dans son aire géographique actuelle ?

2.14 Quelle est l'importance des dommages sociaux susceptibles d'être causés dans l'aire d'évaluation des risques ?

2.15 Quelle est la probabilité que les traits génétiques portés par les espèces indigènes, en modifiant leur nature génétique entraînent des effets économiques, environnementaux ou sociaux plus importants ?

2.16 Quelle est la probabilité que les ennemis naturels déjà présents dans l'aire d'évaluation des risques, n'aient pas d'incidence sur les populations de l'organisme s'il est introduit ?

2.17 Avec quelle facilité l'organisme peut-il être contrôlé ?

2.18 Quelles est la probabilité que les mesures de contrôle perturbent les systèmes biologiques ou intégrés pour le contrôle des autres organismes ?

2.19 Quelle est la probabilité pour l'organisme d'agir comme la nourriture, un hôte, un symbiote ou un vecteur pour d'autres organismes nuisibles ?

2.20 Mettre en évidence les parties de la zone à risque où les impacts économiques, environnementaux et sociaux sont les plus susceptibles de se produire

Résumer la probabilité d'entrée

Résumer la probabilité d'établissement

Résumer la probabilité de dispersion

Résumer les impacts

Evaluer le potentiel d'établissement et d'impacts économiques, sur l'environnement et/ou sociaux d'un autre organisme ou arrêter l'évaluation.

Conclusion de l'évaluation des risques

Module 5 : module récapitulatif des risques et incertitudes

Conclusions sur l'incertitude

Module 5 : module récapitulatif des risques et incertitudes

Options de gestion des risques devraient être pris en considération?

Module 6 : module de la gestion des risques

Annexe 4 : Synthèse révisée de la méthode d'évaluation des risques au Royaume-Uni

SYNTHESE révisée

**Méthode d'évaluation des risques des espèces " non-natives " considérées
comme d'éventuels problèmes pour l'environnement au Royaume-Uni**

Sources des documents :

<http://www.defra.gov.uk/wildlife-countryside/resprog/findings/non-native-risks/index.htm>

(Dernière consultation octobre 2008)

http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=WC04004_2971_EXE.pdf

(Dernière consultation décembre 2009)

[http://bioprotection.org.nz/system/files/Baker+et+al.+\(2007\)+Neobiota+7,+46-57.pdf](http://bioprotection.org.nz/system/files/Baker+et+al.+(2007)+Neobiota+7,+46-57.pdf)

(Dernière consultation décembre 2009)

INTRODUCTION

Le DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs) au Royaume-Uni a développé un système d'évaluation des risques posés à l'environnement, aux habitats ou aux écosystèmes par un organisme non-natif (exotique). Ce schéma se base sur des procédures reconnues internationalement et développées par l'OEPP (Organisation Européenne pour la Protection des Plantes) pour l'analyse des risques causés par les espèces exotiques.

Ce schéma est un premier cadre structuré pour évaluer le potentiel d'un organisme non-natif, que ce soit intentionnellement ou non, à arriver, s'établir, se développer et causer des impacts significatifs sur une zone définie (en l'occurrence le Royaume-Uni dans son ensemble ou en partie).

PRINCIPES et METHODES

Le schéma d'évaluation principal comprend 71 questions au total.

Les quatre premières questions servent à définir le contexte de l'évaluation des risques : il s'agit de renseigner la raison de l'évaluation, l'aire de l'évaluation et de vérifier l'existence et la validité d'une évaluation des risques antérieure qui permettra de définir si une nouvelle analyse est nécessaire ou non.

Ensuite, le schéma se divise en deux parties majeures :

- dans la première partie, il s'agit de déterminer si une évaluation des risques détaillée est justifiée en répondant à une première série de questions sur l'organisme seul
- la deuxième partie correspond à l'évaluation de risque détaillée avec une seconde série de questions conçues pour évaluer le potentiel d'entrée et d'établissement dans la zone de l'étude, la capacité pour la dispersion et la mesure des impacts

économiques, environnementaux ou sociaux significatifs que l'espèce considérée peut engendrer

Plusieurs modules facilitent les réponses aux questions du schéma principal. Ces modules peuvent être utilisés de façon autonome ou non et considèrent différents aspects de l'évaluation :

- Module 1 : module d'évaluation des caractéristiques de l'espèce évaluée

Le module 1 peut intervenir dans la première phase de l'évaluation concernant l'organisme seul.

- Module 2 : module d'évaluation du risque de la voie d'introduction
- Module 3 : module d'évaluation du risque de la région " receveuse "
- Module 4 : module d'évaluation de l'impact économique

Les modules 2 à 4 peuvent faciliter les réponses à certaines questions de l'évaluation détaillée des risques (seconde partie du schéma général)

- Module 5 : module récapitulatif des risques et incertitudes
- Module 6 : module de la gestion des risques

Ces deux derniers modules interviennent après avoir répondu aux questions de l'analyse des risques.

Pour répondre à la plupart des questions du schéma d'évaluation des risques, l'évaluateur choisit parmi cinq niveaux de réponse (très bas = 0, bas = 1, moyen = 2, élevé = 3, très élevé = 4) et trois niveaux d'incertitude (bas = 0, moyen = 1 [variation +/- 1], élevé = 2 [variation +/- 2]). Chacune des réponses doit être justifiée par un commentaire écrit.

Un manuel d'utilisation fournit des conseils sur les procédures qui devraient être adoptées quand les informations manquent ou sont fortement incertaines.

RESULTATS

Une fois que l'évaluateur a répondu à l'ensemble ou à un maximum de questions, les scores sont étudiés et résumés (module 5).

Les récapitulations sont faites en utilisant deux méthodes différentes de calcul : addition de score et probabilité conditionnelle.

Les deux approches ont été conservées avec leurs avantages et leurs inconvénients.

Méthode par addition :

Dans un premier temps, les scores correspondants aux réponses de chaque groupe de questions sur l'entrée, l'établissement, la dispersion ou les impacts causés par l'espèce exotique, sont additionnés entre eux.

Ensuite, on compte le nombre de questions pour lesquelles il y a une réponse et le nombre total de questions dans le groupe de questions considéré. Cela permet de calculer le pourcentage de questions qui ont une réponse.

Dans un second temps, il s'agit de calculer le score total maximum qu'il est possible d'obtenir en fonction du nombre de questions qui ont une réponse.

Ce score total est divisé en trois pour obtenir les limites des seuils pour le classement du risque (faible, moyen ou élevé).

La même procédure est utilisée pour l'évaluation du risque dans son ensemble en regroupant tous les résultats des groupes précédents.

L'avantage de cette méthode d'addition est sa simplicité et donc la facilité de compréhension.

Probabilité conditionnelle :

Les scores sont traités directement comme des probabilités afin de tirer une probabilité conditionnelle complète que l'espèce soit envahissante (en fonction des notes attribuées).

Un certain nombre de suppositions doivent être considérées pour appliquer la théorie de probabilité. Cela définit l'incrément en termes de probabilité pour chaque score.

Les scores ont été initialement convertis en probabilités en utilisant un paramètre de conversion d'une valeur égale à 0.017. Ce paramètre permet de considérer chaque question de façon équivalente aux autres sachant qu'il y a un grand nombre de question et que l'impact de chacune de ces questions sur le résultat final est relativement faible.

Le milieu de l'échelle des points (de 0 à 4), c'est-à-dire 2, a été pris pour égaliser la probabilité à 0.5. Ainsi un score de 2 donne 0.5, un score de 3 donne $0.5 + 0.017 = 0.517$ et un score de 4 donne $0.5 + 2*0.017 = 0.534$ et cætera.

Cette approche donne efficacement le même poids à toutes les questions dans l'évaluation. Elle a été utilisée pour calculer le risque complet.

Une correction a été faite pour obtenir des probabilités conditionnelles séparées pour chacune des quatre catégories de questions principales.

Comme avec l'approche par l'addition, un risque faible, moyen ou élevé est déterminé. Ici la détermination est faite selon la valeur de la probabilité finale comprise entre 0 et 1 ($<0.3334 =$ faible risque, 0.3334 à $0.666 =$ risque moyen, $>0.666 =$ risque élevé).

Une feuille de calcul de probabilité conditionnelle reprend toutes les formules de calcul dans le manuel d'utilisation.

L'évaluation du risque et de l'incertitude par l'auteur :

On a demandé aux auteurs des évaluations de fournir des évaluations sur le risque et les incertitudes basées directement sur leur jugement.

Ces évaluations peuvent différer de celles qui ont été calculées du score individuel pour des raisons variées. Si ces différences arrivent vraiment cela doit inciter à la considération de cette divergence et des raisons de son existence.

Conclusion :

Une synthèse des différents résultats est réalisée afin de définir par la suite les meilleurs moyens de gestion de l'espèce exotique (module 6).

APPLICATION à la JUSSIE

Des exemples d'application de cette méthode d'évaluation des risques existent notamment pour *Fallopia japonica*, *Metharhizium anisopliae*, *Pseudorasbora parva*, *Corvus splendens*.

Il est intéressant de voir comment s'applique cette démarche sur une espèce telle que la Jussie (*Ludwigia sp.*) et de voir les résultats que cela entraîne.

La démarche d'évaluation des risques causés par la Jussie a été mise en place après la découverte d'une infestation en Grande-Bretagne (zone d'étude).

Les réponses à la première série de questions montrent que :

- la taxonomie de l'espèce et de ce fait son identification sont mal connues au Royaume-Uni (de ce fait une première évaluation des risques est une bonne chose)
- l'espèce est connue pour être invasive dans des habitats construits par l'Homme mais elle n'est que peu présente sur l'aire d'étude
- l'aire d'étude présente tout de même des habitats aquatiques favorables au développement de la Jussie
- la Jussie n'a aucune dépendance vis-à-vis d'autres espèces pour maintenir sa population
- étant donné que la Jussie est présente et prospère sur le territoire de l'étude, on peut penser qu'il présente des zones éco-climatiques comparables à l'aire d'origine de l'espèce
- les activités humaines jouent un rôle important dans l'arrivée et la dispersion de l'espèce
- enfin, l'espèce peut présenter un risque pour la zone évaluée

Il est donc nécessaire de refaire une évaluation des risques plus appropriée en répondant aux questions de la seconde série.

Ces questions apportent plus de détails :

- sur les probabilités d'entrée de l'espèce dans la zone d'étude,
 - o la Jussie a été importée au Royaume-Uni par le commerce de plantes (exportation des Pays-Bas vers les pépinières du Royaume-Uni)
 - o les pratiques commerciales existantes favorisent la survie de l'espèce dans de bonnes conditions
 - o il est peu probable que l'espèce se multiplie pendant le transport ou le stockage puisqu'elle est contenue en pot mais ensuite elle se répand à l'état sauvage quand les gens se débarrassent du surplus de croissance que l'espèce connaît chez eux

- sur les probabilités d'établissement dans la zone étudiée
 - o même si les caractéristiques climatiques de l'aire d'origine de l'espèce sont différentes, certains facteurs abiotiques de la zone d'étude sont semblables et favorisent l'établissement de l'espèce au Royaume-Uni
 - o il existe de nombreux habitats appropriés à l'établissement de la Jussie au Royaume-Uni (étangs, canaux de dragages...)
 - o les ennemis naturels sont inefficaces sur cette espèce et la gestion environnementale visant à couper ces plantes risque de favoriser leur extension par voie végétative
 - o l'espèce n'est pas reconnue ou si elle l'est, ce sont les moyens de lutte qui ne le sont pas
 - o l'espèce a de bonnes stratégies reproductrices et une forte adaptabilité favorisant son établissement dans la zone considérée
 - o En revanche comme l'espèce n'est encore connue que sur quelques sites, une campagne d'éradication pourrait avoir de bons résultats

- sur la dispersion de l'espèce
 - o l'espèce est capable de se développer aisément et rapidement par fragmentation
 - o mais le nombre de localisations limitées dans la zone d'étude fait que la retenue de l'espèce est envisageable

- sur les impacts
 - o la Jussie a des impacts économiques dans sa zone de répartition d'origine mais ne semble pas avoir d'impact économique négatif direct encore au Royaume-Uni
 - o la Jussie pourrait entraîner une réduction de certaines activités notamment celle liées aux loisirs (pêche)
 - o la gestion de cette espèce peut entraîner des coûts importants
 - o la Jussie entraîne aussi des dommages environnementaux importants (diminution de l'oxygénation, perte de la biodiversité entre autre...)
 - o même s'il existe un bio-contrôle potentiel, la Jussie y a survécu
 - o le moyen le plus efficace pour contrôler la Jussie reste l'arrachage manuel
 - o les secteurs de la zone d'étude les plus sensibles à l'invasion par la Jussie et aux risques qu'elle entraîne sont celles dont le respect de la biodiversité est important et celles où il y a des activités nautiques ou de pêche

En résumé (en additionnant les scores obtenus en répondant aux différentes questions – cf. Tableaux 1 et 2), les risques d'introduction de la Jussie dans la zone d'étude sont très élevés (commerce de plantes aquatiques ; bonnes dispositions de croissance de la plante et excès ; moyens naturels).

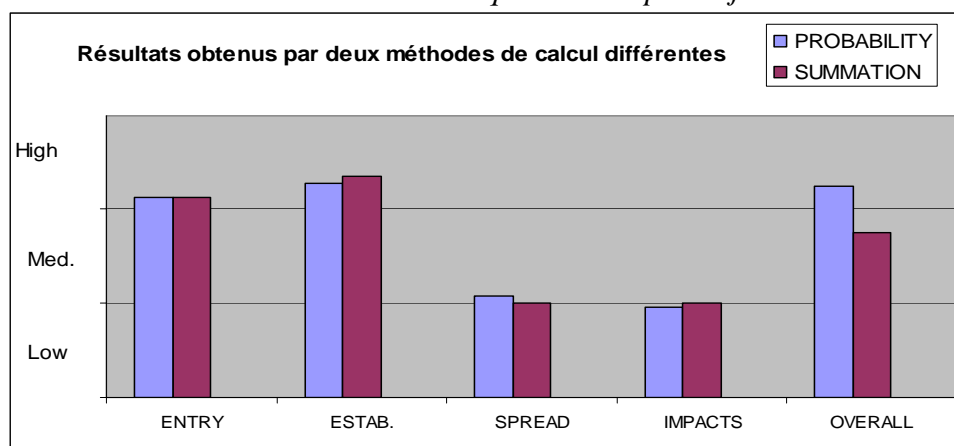
Il en est de même pour le risque d'établissement de l'espèce (fort potentiel de reproduction et forte adaptabilité).

En revanche, pour l'instant le risque de propagation est modéré à travers le Royaume-Uni. Mais dans le contexte actuel, les effets négatifs causés par cette espèce restent faibles (perte de la biodiversité et impacts sur la pêche et les autres activités nautiques).

Les résultats diffèrent légèrement entre les deux méthodes de calcul citées précédemment :

- les risques d'arrivée (ENTRY) et d'établissement (ESTAB.) dans la zone d'étude sont élevés quelque soit la méthode
- le risque de dispersion (SPREAD) est faible avec la méthode de sommation et moyen avec la méthode des probabilités conditionnelles
- enfin, les impacts (IMPACTS) sont évalués comme étant faibles avec les deux méthodes

Graphique 1 : Résultats de l'évaluation des risques causés par la jussie



La différence d'estimation des risques de dispersion suffit pourtant pour obtenir un résultat final (OVERALL) différent : avec la méthode de sommation des scores, les risques entraînés par la Jussie sont modérés alors qu'avec la méthode avec les probabilités conditionnelles, ils sont élevés.

Etant donné que la méthode par les probabilités conditionnelles donne la même importance à toutes les questions, le résultat final est probablement le plus approprié. De plus il est en accord avec l'estimation à dire d'experts.

Conclusion de l'évaluation des risques :

L'importance du commerce de la plante a permis une large importation au Royaume-Uni. Sa capacité de se multiplier par des fragments de tige lui a permis de s'étendre dans les étangs et des bassins d'ornementation et de maintenir sa population.

Les espèces de Jussies sont raisonnablement bien étudiées et les informations sur lesquelles l'évaluation est basée sont connues. Une nouvelle enquête est nécessaire pour comprendre plus en détail comment la plante se disperse dans la nature et en particulier le rôle des graines. Il est aussi très important de rechercher des moyens de contrôle efficaces avec des dégâts collatéraux les plus faibles possibles.

Différents paramètres peuvent être pris en compte pour la gestion de cette espèce :

- le contrôle de l'introduction en limitant le commerce de cette espèce
- l'augmentation de la prise de conscience du danger de planter de la Jussie dans les étangs
- les impacts négatifs que l'espèce a sur la faune et la flore

De plus, comme peu de sites sont touchés, le problème pourrait être contenu et l'espèce éradiquée.

- les impacts négatifs que l'espèce a sur la faune et la flore

De plus, comme peu de sites sont touchés, le problème pourrait être contenu et l'espèce éradiquée.

Tableau 1 : SUMMARISING SCORES BY SUMMATION

	SUM Response Scores	Number of Questions answered	Total Number of Questions	Percentage Questions Answered	Maximum Score based on number of questions answered	Low - Medium Threshold	Medium - High Threshold	Massive Response to any Principal Impact Questions?	CALCULATED RISK RATING	AUTHORS RISK RATING JUDGEMENT	Number of Scores of 4	Number of Scores of 0
Entry	37	13	13	100,0%	52	17	35		HIGH	very likely	7	1
Establishment	47	15	17	88,2%	60	20	40		HIGH	very likely	10	2
Spread	4	3	3	100,0%	12	4	8		LOW	intermediate	0	1
Impacts - principal questions	4	6	6	100,0%	24	8	16	NO	LOW		0	3
Impacts - subsidiary questions	8	9	9	100,0%	36	12	24		LOW		0	2
Impacts - total	12	15	15	100,0%	60	20	40		LOW	major	0	5
Total	100	46	48	95,8%	184	61	123		MEDIUM	HIGHT	17	9

Tableau 2 : SUMMARISING SCORES BY CONDITIONAL PROBABILITY

	Conditional Probability	RISK RATING
Entry	0,71	HIGH
Establishment	0,76	HIGH
Spread	0,36	MEDIUM
Impacts - principal questions		
Impacts - subsidiary questions		

Impacts - total	0,32	LOW
Total	0,75	HIGH

Annexe 5 : Exemple de l'évaluation des risques réalisée pour l'Hydropote chinois (*Hydropotes inermis*)

UK NON-NATIVE ORGANISM RISK ASSESSMENT SCHEME Version 3.3

Prepared by CABI Bioscience (CABI), Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science (CEFAS), Centre for Ecology and Hydrology (CEH), Central Science Laboratory (CSL), Imperial College London (IC) and the University of Greenwich (UoG) under Defra Contract CR0293, February 2005.

NOTE: This template contains minimal help and background. Please refer to the User Manual and examples of best practice when using this scheme.

	Name of Organism, Pathway, Receptor or Policy	Chinese water deer (<i>Hydropotes inermis</i>)	
	Objectives:	To assess the risks associated with this species in GB	
	Authors, Date, Draft:	Dr A S Cooke, February 2009, Draft 1	
N	QUESTION	RESPONSE	COMMENT
1	What is the reason for performing the Risk Assessment?	A request is made for an assessment of the likely future spread and impacts of an organism in the Risk Assessment area	
2	What is the Risk Assessment area?	Great Britain	
3	Does a relevant earlier Risk Assessment exist?	NO OR UNKNOWN (Go to 5)	
4	If there is an earlier Risk Assessment is it still entirely valid, or only partly valid?		
	Stage 2: Organism Risk Assessment SECTION A: Organism Screening		
5	Identify the Organism. Is the organism clearly a single taxonomic entity and can it be adequately distinguished from other entities of the same rank?	YES (Give the full name & Go to 7)	<i>Hydropotes inermis</i> -Chinese water deer. Two subspecies exist. <i>H.i. inermis</i> is found in parts of China and is the subspecies assumed to have been introduced into Britain. <i>H.i. argyropus</i> is found in Korea.
6	If not a single taxonomic entity, can it be redefined?		

7	Is the organism in its present range known to be invasive, i.e. to threaten species, habitats or ecosystems?	YES (Go to 9)	In historic times the water deer was 'a common animal that roamed over most of China' (Zhang, 1996). Swinhoe (1870) described Chinese water deer as abundant on islands in the River Yangtze above Chinkiang. He considered that, although they probably fed on crops such as sweet-potatoes and cabbages, they could not do much damage as the farmers allowed them to exist in such numbers. There is, however, reference to 50 deer being killed because they fed on farm crops (Sheng & Lu, 1985). The species is rare in China, numbering only 10000-30000 in the early 1990s (Sheng, 1992; Sheng & Ohtaishi, 1993), and having decreased further since then (Harris & Duckworth, 2008). In 2008, it was classified on the IUCN Red List as "Vulnerable" (Harris & Duckworth, 2008), having had the lesser classification of "Near threatened" in 1996. Zhang (pers. comm.) has estimated the total population to be about 10000 in 2009.
8	Does the organism have intrinsic attributes that indicate that it could be invasive, i.e. threaten species, habitats or ecosystems?		
9	Does the organism occur outside effective containment in the Risk Assessment area?	YES (Go to 10)	About 1500 Chinese water deer were estimated to be living wild in Britain in 2004 (Ward, 2005a). Populations have continued to increase (Ward, Etherington & Ewald, 2008), and the total in the wild in 2009 is probably in the region of 4000 (personal observations).
10	Is the organism widely distributed in the Risk Assessment area?	NO (Go to 11)	Chinese water deer occur patchily, mainly in an arc from east Buckinghamshire to Norfolk. There are several isolated records from elsewhere in southern Britain resulting from releases or escapes (Ward, Etherington and Ewald, 2008), but introductions have been largely unsuccessful (Ward 2005).
11	Does at least one species (for herbivores, predators and parasites) or suitable habitat vital for the survival, development and multiplication of the organism occur in the Risk Assessment area, in the open, in protected conditions or both?	YES (Go to 12)	The Chinese water deer is a selective feeder on a range of grasses, sedges and herbs with some woody species also being taken (Cooke & Farrell, 1998). In China, deer tend to live in vegetation about 1 m in height and with cover >90%, within a few hundred metres of water but >1 km from human disturbance (Zhang, Teng & Wu, 2006). Highest densities in Britain occur in wet habitats such as reed-beds, but they can also persist at lower densities in drier habitats including agricultural land (Cooke & Farrell, 1998).
12	Does the organism require another species for critical stages in its life cycle such as growth (e.g. root symbionts), reproduction (e.g. pollinators; egg incubators), spread (e.g. seed dispersers) and transmission, (e.g. vectors)?	NO (Go to 14)	

13	Is the other critical species identified in question 12 (or a similar species that may provide a similar function) present in the Risk Assessment area or likely to be introduced? If in doubt, then a separate assessment of the probability of introduction of this species may be needed.		
14	Does the known geographical distribution of the organism include ecoclimatic zones comparable with those of the Risk Assessment area or sufficiently similar for the organism to survive and thrive?	YES (Go to 16)	The main difference between its native range and the Risk Assessment area is the hot and humid summers and abundant late summer rainfall of east and central China (Zhang, 1996 and pers. comm.). Single populations have survived in England for more than 40 years (e.g. Cooke & Farrell, 2000) and the species continues to spread its range in East Anglia (Ward, Etherington & Ewald, 2008).
15	Could the organism establish under protected conditions (e.g. glasshouses, aquaculture facilities, terraria, zoological gardens) in the Risk Assessment area?		
16	Has the organism entered and established viable (reproducing) populations in new areas outside its original range, either as a direct or indirect result of man's activities?	YES (Go to 17)	In addition to populations in Britain, Chinese water populations also occur in France, both in captivity and in the wild (Dubost, Charron, Courcoul & Rodier, 2008; G Dubost, pers. comm.; Harris & Duckworth, 2008).
17	Can the organism spread rapidly by natural means or by human assistance?	YES (Go to 18)	After first escaping from Woburn Park during the 1940s (Whitehead, 1964), water deer were recorded through much of the west of Bedfordshire by 2006 (McCarrick, 2007). The first escapes in the Norfolk Broads occurred in the late 1960s (Chapman, 1995) and by 2002 they were recorded generally from Broadland (Ward, 2005b). These colonisations suggest a rate not greater than 1 km per annum. More recent records from Norfolk indicate a more rapid rate (Ward, Etherington & Ewald, 2008). Transporting them to new areas where releases or escapes occur could increase the rate of spread.
18	Could the organism as such, or acting as a vector, cause economic, environmental or social harm in the Risk Assessment area?	YES OR UNCERTAIN (Go to 19)	Some potential exists, but impacts to date are considered minimal (e.g. Putman & Moore, 1998; White, Smart, Bohm, Langbein & Ward, 2004).
19	This organism could present a risk to the Risk Assessment area and a detailed risk assessment is appropriate.	Detailed Risk Assessment Appropriate GO TO SECTION B	
20	This organism is not likely to be a harmful non-native organism in the Risk Assessment area and the assessment can stop.		

B SECTION B: Detailed assessment of an organism's probability of entry, establishment and spread and the magnitude of the economic, environmental and social consequences				
Probability of Entry		RESPONSE	UNCERTAINTY	COMMENT
1,1	List the pathways that the organism could be carried on. How many relevant pathways can the organism be carried on?	few - 1	LOW - 0	Captivity (releases and escapes) and natural spread from current feral populations. The British population may be isolated as it is possible that no individuals have been imported for many years. Chapman (1995) reported that only 19 were imported between 1896 and 1913 to Woburn Park. This population may be the founder of all British water deer (Whitehead, 1964). Some more recent importation cannot, however, be ruled out. Any transport will involve animals born here.
1,2	Choose one pathway from the list of pathways selected in 1.1 to begin the pathway assessments.	Natural spread		
1,3	How likely is the organism to be associated with the pathway at origin?	very likely - 4	LOW - 0	The species has been spreading since the middle of the 20th century (Whitehead, 1964; Cooke & Farrell, 1998; Ward, Etherington & Ewald, 2008).
1,4	Is the concentration of the organism on the pathway at origin likely to be high?	moderately likely - 2	LOW - 0	Currently (2009) there are probably about 4000 Chinese water deer living wild in this country (personal observations). It is by far the rarest of our six deer species (Ward, 2005a) and has the most restricted distribution (Ward, Etherington & Ewald, 2008).
1,5	How likely is the organism to survive existing cultivation or commercial practices?	likely - 3	LOW - 0	Chinese water deer have survived on farmland close to Woburn Park in Bedfordshire since the 1940s (Whitehead, 1964; McCarrick, 2006). They can also survive well in wet semi-natural habitats (e.g. Cooke & Farrell, 2000), but not in drier wooded habitats (Cooke, 1998; Cooke & Farrell, 2001). Introductions usually fail to establish a colony (Ward, 2005b).
1,6	How likely is the organism to survive or remain undetected by existing measures?	likely - 3	MEDIUM -1	Water deer can be confused with muntjac <i>Muntiacus reevesi</i> and roe deer <i>Capreolus capreolus</i> (Cooke & Farrell, 1998), although naturalists are now much more aware of their existence and how to identify them. County- and country-wide recording schemes exist, but many sightings will not be reported and will be unavailable to policy makers.
1,7	How likely is the organism to survive during transport /storage?	likely - 3	LOW - 0	Survival is likely to be reasonably good, but deer caught for scientific purposes have died, apparently from hyperthermia or capture myopathy (Cooke & Farrell, 1998).
1,8	How likely is the organism to multiply/increase in prevalence during transport /storage?	very unlikely - 0	LOW - 0	Conditions render such an event very unlikely.
1,9	What is the volume of movement along the pathway?	moderate - 2	MEDIUM -1	Updating Ward (2005a), there are currently likely to be about 4000 water deer living in the wild in this country (personal observations, 2009).
1,10	How frequent is movement along the pathway?	very often - 4	LOW - 0	Given that water deer are established in this country, the pathway of natural spread will be in constant operation.

1,11	How widely could the organism be distributed throughout the Risk Assessment area?	moderately widely - 2	HIGH - 2	The potential exists for some colonisation through rural lowland Britain at least. Its particular habitat requirements (Zhang, 1996; Cooke & Farrell, 1998; Zhang, Teng & Wu, 2006) probably preclude it becoming generally abundant. In Norfolk and Suffolk, many water deer are found close to the coast (Ward, Etherington & Ewald, 2008), and the species may be able to exploit suitable coastal habitat elsewhere. Cold summers lead to poor recruitment and cold, wet winters can increase adult mortality (Cooke & Farrell, 1981, 2000 and unpublished observations), so the species may not fare so well in the west or north of Britain or at higher altitudes.
1,12	How likely is the organism to arrive during the months of the year most appropriate for establishment?	very likely - 4	LOW - 0	The species is already established in the wild.
1,13	How likely is the intended use of the commodity (e.g. processing, consumption, planting, disposal of waste, by-products) or other material with which the organism is associated to aid transfer to a suitable habitat?	N/A	LOW - 0	The water deer is the commodity.
1,14	How likely is the organism to be able to transfer from the pathway to a suitable habitat?	moderately likely - 2	LOW - 0	The species can survive at relatively low densities in agricultural situations (Cooke & Farrell 1998), and any individual is very likely to find such habitat, but the chances of it finding prime wetland habitat are much lower due to scarcity of this resource.
	Probability of Establishment	RESPONSE	UNCERTAINTY	COMMENT
1,15	How similar are the climatic conditions that would affect establishment in the Risk Assessment area and in the area of current distribution?	similar - 3	LOW - 0	Chinese water deer are established in the Risk Assessment area and are spreading (Ward, Etherington & Ewald, 2008). Summers are hotter and wetter in China (Zhang, 1996) which may favour better recruitment there.
1,16	How similar are other abiotic factors that would affect establishment in the Risk Assessment area and in the area of present distribution?	similar - 3	LOW - 0	Chinese water deer are already established in the Risk Assessment area Ward, Etherington & Ewald, 2008).
1,17	How many species (for herbivores, predators and parasites) or suitable habitats vital for the survival, development and multiplication of the organism species are present in the Risk Assessment area? Specify the species or habitats and indicate the number.	very many - 4	LOW - 0	It is a selective feeder on a range of grasses, sedges and herbs with some woody species also being taken (Cooke & Farrell, 1998). Reed-beds, wet fen and other wetland habitats are preferred, but farmland may suffice, especially low intensity land with some cover (Cooke & Farrell, 1998; Zhang, Teng & Wu, 2006).

1,18	How widespread are the species (for herbivores, predators and parasites) or suitable habitats vital for the survival, development and multiplication of the organism in the Risk Assessment area?	widespread - 4	LOW - 0	Populations have survived in some lowland situations, in both the wild and in parks, for several decades (Cooke & Farrell, 1998). The ubiquitous nature of farmland means that dispersal should not be a serious problem, but high density populations are unlikely to occur (Cooke & Farrell, 1998; Zhang, Teng & Wu, 2006). To be particularly suitable, farmland should be low intensity pasture or mixed, with some cover, preferably damp; and there should be a source of water deer in the vicinity.
1,19	If the organism requires another species for critical stages in its life cycle then how likely is the organism to become associated with such species in the risk assessment area?	N/A	LOW - 0	Water deer do not need another species for establishment.
1,20	How likely is it that establishment will not be prevented by competition from existing species in the Risk Assessment area?	likely - 3	MEDIUM -1	Water deer have been reported to be out-competed by muntjac in China (Sheng in Zhang, 1996). While competition has not prevented Chinese water deer from becoming established in England, they have apparently been out-competed by muntjac in woodland sites (Cooke, 1998; Cooke & Farrell, 2001, 2002). Roe deer and other deer species are likely to exert a similar effect, thereby slowing the rate of colonisation of water deer. Where water deer have established populations on farmland in Bedfordshire and Cambridgeshire, roe deer have only recently started colonising (Cooke, 2005; McCarrick, 2007). At Wicken Fen in Cambridgeshire and Redgrave and Lopham Fen in Suffolk, where muntjac and roe are established, water deer are still rare or occasional (National Trust, 2008; L. Farrell, pers. comm.; personal observations).
1,21	How likely is it that establishment will not be prevented by natural enemies already present in the Risk Assessment area?	very likely - 4	LOW - 0	Populations are already established. Predation of fawns, e.g. by foxes <i>Vulpes vulpes</i> , will occur (Zhang, 1996), but is insufficient to prevent the spread of water deer in East Anglia as recorded by Ward, Etherington & Ewald (2008).
1,22	If there are differences in man's management of the environment/habitat in the Risk Assessment area from that in the area of present distribution, are they likely to aid establishment? (specify)	moderately likely - 2	MEDIUM -1	One factor that could aid spread is the switch from spring to winter sowing in arable areas. Previously, hyperthermia of young deer was noted as a significant cause of mortality in a farmland study area at Woburn, Bedfordshire (Chaplin, 1977). More recently, winter sown crops have afforded young protection from both predators and hyperthermia (C. Thomson, pers. comm.). The creation of new areas of fen and reed-bed will aid the species.
1,23	How likely is it that existing control or husbandry measures will fail to prevent establishment of the organism?	very likely - 4	LOW - 0	There is shooting, sometimes for trophies, with long-tusked bucks being especially prized. Generally, the stalking community seems pleased to have an additional deer species living locally and will make no attempt to eradicate it. In part this is related to the species being known to be rare on a world scale (Anon, 2008). For example, a population is maintained by shooting at a relatively high stable density on farmland outside Woburn Park partly as a conservation measure (C. Thomson, pers.comm.).
1,24	How often has the organism been recorded in protected conditions, e.g. glasshouses, elsewhere?	N/A	LOW - 0	No examples are known.

1,25	How likely is the reproductive strategy of the organism and duration of its life cycle to aid establishment?	moderately likely - 2	LOW - 0	The Chinese water deer is capable of mating successfully during its first winter and has multiple births with average litter size usually being 2-3 (Cooke & Farrell, 1998). These reproductive features can allow rapid colonisation or recovery. However, water deer have a high mortality rate for a species of deer (Dubost, Charron, Courcoul & Rodier, 2008). The calculated turnover in the adult population at Woodwalton Fen in Cambridgeshire is on average roughly 20% per annum (Cooke & Farrell, 2000).
1,26	How likely is it that the organism's capacity to spread will aid establishment?	moderately likely - 2	MEDIUM -1	Water deer bucks are territorial and young deer will be forced to disperse (Cooke & Farrell, 1998, 2000). However, bucks territories can be <10 ha so rate of dispersal is not necessarily rapid, and has been no greater than 1 km per annum in Cambridgeshire (Cooke & Farrell, 1998) and Bedfordshire (see Nau, 1992; McCarrick, 2007).
1,27	How adaptable is the organism?	slightly adaptable - 1	HIGH -2	Harris & Duckworth (2008) cited low adaptability as a reason for the species being sensitive to environmental change and declining in its native range.
1,28	How likely is it that low genetic diversity in the founder population of the organism will not prevent establishment?	unlikely - 1	MEDIUM -1	Low genetic diversity has not prevented establishment. However, the founder population was probably composed of very few animals (Chapman, 1995), and this could be one reason for the failure of many introductions (see Ward, 2005b). Low genetic diversity could play a part in restricting further spread.
1,29	How often has the organism entered and established in new areas outside its original range as a result of man's activities?	moderate number - 2	LOW - 0	It has established populations in a number of areas in Britain and also in France as a result of man's activities (Whitehead, 1964; Chapman, 1995; Cooke & Farrell, 1998; Harris & Duckworth, 2008; Ward, 2005b).
1,30	How likely is it that the organism could survive eradication campaigns in the Risk Assessment area?	moderately likely - 2	MEDIUM -1	Water deer can be conspicuous on farmland, particularly in winter. Thus in an area near Woburn in Bedfordshire where there are about 120 deer (C. Thomson, pers. comm.), single counts have exceeded 40 (McCarrick, 2006). They present an easy target in the flat open landscapes of East Anglia (Cooke & Farrell, 1998). Concerted efforts in arable areas could lead to eradication. Within large wetland areas where there is dense cover, eradication would be much more difficult and probably impossible. During the late winter months, wetland water deer do, however, tend to forage out onto adjacent farmland where they can be readily shot (e.g. Cooke & Farrell, 1981, 1987; Cooke, 2009b). Hunting and poaching (as well as habitat loss) are the main reasons for the water deer becoming rare in China (Zhang & Guo, 2000; Harris and Duckworth, 2008). This suggests that shooting could have a major impact on the British population, although in China methods include trapping and snaring in addition to shooting.

1,31	Even if permanent establishment of the organism is unlikely, how likely is it that transient populations will be maintained in the Risk Assessment area through natural migration or entry through man's activities (including intentional release into the outdoor environment)?	likely - 3	LOW - 0	They are kept in a number of zoological collections in this country, so escapes and releases are always possible.
------	---	------------	---------	---

Spread		RESPONSE	UNCERTAINTY	COMMENT
2,1	How rapidly is the organism liable to spread in the Risk Assessment area by natural means?	intermediate - 2	MEDIUM -1	Initially rate of spread was not greater than 1 km per annum (Cooke & Farrell, 1998). Recently, the rate seems to have increased, particularly involving dispersal away from the Norfolk Broads, but this conclusion is based on unvalidated reports (Ward, Etherington & Ewald, 2008). The British Deer Society has argued that the species is geographically constrained by suitable habitat (Anon, 2008).
2,2	How rapidly is the organism liable to spread in the Risk Assessment area by human assistance?	intermediate - 2	MEDIUM -1	There is potential for greater spread if animals escape or are released from captivity away from the areas where they are already established. Most introductions are, however, unsuccessful (Ward, 2005). Some isolated populations persist, such as in Sussex and the Mendips (Ward, 2005), but it is uncertain whether substantial populations will result in the longer term.
2,3	How difficult would it be to contain the organism within the Risk Assessment area?	with some difficulty - 2	MEDIUM -1	Elimination of outlying populations and containment within its current core area of East Anglia and adjacent counties would be a possibility by means of shooting. Containment within a smaller area would be more difficult. Recent changes to the legislation under the Regulatory Reform [Deer] [England and Wales] Order 2007, amending the Deer Act 1991 and set out in Statutory Instrument 2183, protect the species by introducing a close season for shooting for seven months of the year.
2,4	Based on the answers to questions on the potential for establishment and spread define the area endangered by the organism.		MEDIUM -1	This is mainly countryside in lowland Britain, including coastal situations, especially in the east and south of England. There is no evidence that it will invade towns and gardens like the muntjac has done.
Impacts		RESPONSE	UNCERTAINTY	COMMENT
2,5	How important is economic loss caused by the organism within its existing geographic range?	minimal - 0	LOW - 0	In China it is still sometimes trapped as a pest (Harris & Duckworth, 2008), but, as it is now valued for its meat, it is unclear whether this is used as an excuse for killing it. Because the species is very rare in China, economic loss will be negligible. The Korean subspecies is said to be 'a low-concern pest of rice fields' (Harris & Duckworth, 2008).

2,6	Considering the ecological conditions in the Risk Assessment area, how serious is the direct negative economic effect of the organism, e.g. on crop yield and/or quality, livestock health and production, likely to be? (describe) in the Risk Assessment area, how serious is the direct negative economic effect of the organism, e.g. on crop yield and/or quality, likely to be?	minimal - 0	LOW - 0	It is not a woodland animal, and the reviews of economic impacts of wild deer by Putman & Moore (1998) and White, Smart, Bohm, Langbein & Ward (2004) did not even consider as a problem in forestry. These authors also concluded it had a negligible impact on agriculture in lowland Britain and the East of England respectively. Woodwalton Fen National Nature Reserve in Cambridgeshire represents a worse case situation as many individuals from its large population of water deer regularly feed on adjacent fields in the winter and spring (Cooke & Farrell, 1987; Cooke, 2009b). Damage has been detected occasionally fields of carrots, sugar beet and barley, but was judged by the farmer to be of negligible significance (Cooke, 2009b). Animals seen in arable fields are often feeding on weeds along the field boundaries or on potatoes or beet tops left after harvest (Cooke, 2009b). During the winter of 2008/9, grazing outside the reserve was primarily concentrated on the grasses <i>Phleum pratense</i> and <i>Dactylis glomerata</i> , sown as a conservation seed mix on previously cropped land, and <i>Holcus lanatus</i> growing along the field edges (L. Farrell in Cooke, 2009b). No reports are known associating this species with livestock health and production. Cattle are used as a management tool in Woodwalton Fen NNR, but deer usually avoid areas being grazed (Cooke & Farrell, 1981 and unpublished observations).
2,7	How great a loss in producer profits is the organism likely to cause due to changes in production costs, yields, etc., in the Risk Assessment area?	minimal - 0	LOW - 0	See 2.6. Although agricultural damage is slight, deer do occur in numbers on agricultural land in some localities and farmers sometimes undertake or sanction stalking (Cooke & Farrell, 1998). Outside Woodwalton Fen NNR, letting stalking rights compensated the farmer for any loss in agricultural yield (Cooke, 2009b).
2,8	How great a reduction in consumer demand is the organism likely to cause in the Risk Assessment area?	minimal - 0	LOW - 0	See 2.6. There is no evidence of loss of quality of products or loss of yield that would affect consumer demand.
2,9	How likely is the presence of the organism in the Risk Assessment area to cause losses in export markets?	very unlikely - 0	LOW - 0	See 2.6. There is no evidence that export markets would be affected.
2,10	How important would other economic costs resulting from introduction be? (specify)	minor - 1	LOW - 0	If a focused agronomy study was funded, it would aid understanding of the implications of further spread of this species.
2,11	How important is environmental harm caused by the organism within its existing geographic range?	minor - 1	LOW - 0	No reports are known of environmental harm in its native range.

2,12	How important is environmental harm likely to be in the Risk Assessment area?	minor - 1	LOW - 0	The highest densities of Chinese water deer in the Risk Assessment area occur in wetland areas such as Woodwalton Fen National Nature Reserve and the Norfolk Broads (Cooke & Farrell, 1998). Site managers at Broadland reserves showed no concern about water deer when replying to a questionnaire (White, Smart, Bohm, Langbein & Ward, 2004). On the Bure Marshes reserves, grazing is still 'virtually unnoticeable' (R. Southwood, pers. comm.). An area at Woodwalton Fen, where water deer density was at least 0.5/ha, was assessed as having 'intermediate stage 1-2, slight impact' in 2008/9 (personal observations), using a scale of impact classification devised for woodlands (Cooke, 2009a). Compared with the muntjac, which is well known to damage conservation features in woodland reserves (e.g. Cooke, 2004), the water deer does not build up to such high densities, is not such an extreme concentrate selector and lives in more robust habitats (Cooke, 2000). One potential area of concern is if a palatable, rare species of plant is locally abundant in a wetland with water deer, it could be affected. However, populations of rarities at Woodwalton Fen, such as fen violet and great water dock, appear unaffected.
2,13	How important is social and other harm caused by the organism within its existing geographic range?	minimal - 0	LOW - 0	In China, they do not cause any recorded social harm. Indeed, deer are poached for food and neonates collected for the colostrum in their stomachs, which is used as a traditional medicine (Zhang & Guo, 2000; Harris & Duckworth, 2008).
2,14	How important is the social harm likely to be in the Risk Assessment area?	minimal - 0	LOW - 0	On balance, social benefits occur from the presence of water deer. Members of the public generally enjoy seeing deer, and stalkers are provided with an additional quarry and trophy species, and, in some cases, a source of income. A limited amount of grazing and browsing can benefit biodiversity. Water deer have, however, been reported as disrupting pheasant shoots in the Norfolk Broads (J. Ellis, pers. comm.).
2,15	How likely is it that genetic traits can be carried to native species, modifying their genetic nature and making their economic, environmental or social effects more serious?	very unlikely - 0	LOW - 0	Phylogenetic studies have indicated the water deer to be closely related to the roe deer (see Cooke & Farrell, 2008). Even in the most improbable event of the two species mating successfully, the roe deer is a much more damaging species economically and environmentally (Putman & Moore, 1998).
2,16	How probable is it that natural enemies, already present in the Risk Assessment area, will have no affect on populations of the organism if introduced?	very likely - 4	LOW - 0	Fawn predation by foxes, and maybe other species, has failed to prevent the recorded spread of water deer in the Risk Assessment area.

2,17	How easily can the organism be controlled?	with some difficulty - 2	MEDIUM -1	In China, hunting, including by shooting, is one of the main reasons for the dramatic decrease in the water deer population (Zhang & Guo, 2000; Harris & Duckworth, 2008). In agricultural situations in Britain, water deer can be easy to shoot during winter. There are no national statistics for numbers shot per annum, but the total number is likely to be in the low hundreds. In a relatively dense population on farmland outside Woburn Park, numbers are controlled by shooting about 30 per annum (C. Thomson, pers. comm.). Even populations based in semi-natural habitat will venture onto adjacent farmland in winter (Cooke & Farrell, 1981, 1987), where they can be shot. A concerted programme of shooting could in theory substantially reduce numbers in the wider countryside, while inhibiting dispersal from wetland areas. In most large wetland areas, it would probably be impossible to eradicate them in the unlikely event of that being deemed desirable.
2,18	How likely are control measures to disrupt existing biological or integrated systems for control of other organisms?	very unlikely - 0	LOW - 0	Shooting is specific and will not disrupt such systems.
2,19	How likely is the organism to act as food, a host, a symbiont or a vector for other damaging organisms?	moderately likely - 2	MEDIUM -1	In the future, water deer may be implicated in the transmission of Lyme disease, bovine TB and bluetongue, but so far direct evidence seems lacking.
2,20	Highlight those parts of the endangered area where economic, environmental and social impacts are most likely to occur			Currently, impacts are considered to be slight. They are most likely to occur in agricultural situations adjacent to wetland sites that hold the densest concentrations, particularly in Broadland and on the Cambridgeshire fens. Damage might also be seen in some purely agricultural localities in eastern England, where densities are relatively high - but significant impacts on yield are unlikely.
	Summarise Entry	very likely - 4	LOW - 0	About 100 years ago, Chinese water deer were imported in small numbers to Woburn Park. All water deer in Britain appear to be descended from these few founders. Releases and escapes have occurred from Woburn and from some other localities to which the deer were taken by man.
	Summarise Establishment	very likely - 4	LOW - 0	Water deer have been established in part of the Risk Assessment area since the middle of the 20th century. It is believed that they currently number about 4000.
	Summarise Spread	slow - 1	LOW - 0	Up until a few years ago, the rate of spread had been slow, but there are indications of an increasing rate, particularly near the East Anglian coast. There is a need to understand whether there are genetic constraints on the colonising ability of this species - this will be addressed by a postgraduate study that has just started at Imperial College, London. Hopefully, this project will allow predictions of further spread to be made with greater confidence.

Summarise Impacts	minor - 1	LOW - 0	Unlike other deer species, it is not a woodland species, and impacts in commercial forestry or conservation woodland will be negligible. Despite, building up to high densities in some wetland areas, impacts on conservation features are slight due to its habits and the robustness of the habitat. In arable crops grown in the vicinity of dense populations, damage has occasionally been seen, but has been insignificant economically. A detailed study on the agricultural implications of further spread would help reduce some uncertainty.
For pathway/policy risk assessment Assess the potential for establishment and economic/environmental/social impacts of another organism or stop			
Conclusion of the risk assessment	MEDIUM -1	LOW - 0	The Risk Assessment area has an introduced population of Chinese water deer that appears to be descended from very few animals. The species has been established here for about 50 years. It is still by far the rarest of the six species of deer living wild in Britain, but its rate of spread may be starting to increase. So far its impacts have been negligible. The water deer is declining rapidly in its native range and is classified as "Vulnerable". If trends continue, there will soon be more water deer in Britain than in China.
Conclusions on Uncertainty		LOW - 0	This assessment is mainly based on literature and unpublished information concerning water deer in its native range and here in Britain. There is no uncertainty that the species is established here and is continuing to spread. Similarly, no significant impacts have become apparent. The principal areas of uncertainty relate to the degree to which it will colonise if unchecked and whether any agricultural damage will translate into economic loss.
Should risk management options be considered?	NO (Stop)		The conclusion is 'No' because further risk management is unnecessary at this stage. Defra is already considering risk management because addition of the species to Schedule 9 of the Wildlife & Countryside Act 1981 is being reviewed. While this might prevent some deliberate introductions, it will not prevent natural spread or escapes from occurring. In its response to this consultation, the British Deer Society pointed out that the Chinese water deer is internationally endangered and, until there was evidence of damage that could not be curtailed by normal management activity, there was no pressing justification for adding it to Schedule 9. Studies are required on its colonising ability and on its potential for agricultural damage. The fact that we have a significant and increasing proportion of the world's resource of this rare species should preclude the precautionary principle being invoked at this point in time. This species will not suddenly become as large a problem as the muntjac because its spread is being monitored and its impacts looked for.

References

- Anon, 2008. Schedule 9 for CWD? *Deer* 14(6): 5.
- Chaplin, R. E., 1977. *Deer*. Blandford Press, Poole, Dorset.
- Chapman, N. E., 1995. Our neglected species. *Deer* 9: 360-362.
- Cooke, A. S. & Farrell, L. 1981. The ecology of Chinese water deer (*Hydropotes inermis*) at Woodwalton Fen National Nature Reserve. Nature Conservancy Council, Huntingdon.
- Cooke, A. S. & Farrell, L. 1987. The utilisation of neighbouring farmland by Chinese water deer (*Hydropotes inermis*) at Woodwalton Fen National Nature Reserve. Report Huntingdonshire Fauna & Flora Society 39: 28-38.
- Cooke, A. S. & Farrell, L. 1998. Chinese water deer. Mammal Society, London and British Deer Society, Fordingbridge.
- Cooke, A. S. & Farrell, L. 2000. A long-term study of a population of Chinese water deer. *Deer* 11: 232-237.
- Cooke, A. S. & Farrell, L. 2001. Impact of muntjac deer (*Muntiacus reevesi*) at Monks Wood National Nature Reserve, Cambridgeshire, eastern England. *Forestry* 74: 241-250.
- Cooke, A. S. & Farrell, L. 2002. Colonisation of Woodwalton Fen by muntjac. *Deer* 12: 250-253.
- Cooke, A. S. & Farrell, L. Genus *Hydropotes*. In: Mammals of the British Isles: Handbook, 4th Edition. S. Harris & D. W. Yalden (eds). Mammal Society, Southampton, 617-622.
- Cooke, A. S., 2000. Eau deer. *Biologist* 41: 24-26.
- Cooke, A. S., 2004. Muntjac and conservation woodlands. In: Managing woodlands and their mammals: proceedings of a joint Mammal Society/Forestry Commission Symposium. C. P. Quine, R.F. Shore R.C. Trout (eds). Forestry Commission, Edinburgh, 65-69.
- Cooke, A. S., 2005. Recent colonisation of Huntingdonshire by roe deer *Capreolus capreolus*. Report Huntingdonshire Fauna & Flora Society 57: 60-62.
- Cooke, A. S. 2009a. Classifying the impact of deer in woodland. *Deer* 14(10): 35-38.
- Cooke, A. S., 1998. Colonisation of Holme Fen National Nature Reserve by Chinese water deer and muntjac, 1976-1997. *Deer* 10: 414-416.
- Cooke, A.S., 2009b Chinese water deer and farmland. *Deer* (in press).
- Dubost, G., Charron, F., Courcoul, A. & Rodier, A. 2008. Population characteristics of a semi-free-ranging polytocous cervid, *Hydropotes inermis*. *Mammalia* 72: 333-343.
- [Harris, R. B. & Duckworth, J. W. 2008. *Hydropotes inermis*. In: IUCN 2008. 2008 IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org.](http://www.iucnredlist.org)
- McCarrick, M. 2006. Mammals 2004. Bedfordshire Naturalist 59: 10-14.

- McCarrick, M. 2007. Distribution of Bedfordshire mammal species, 2000-2006. *Bedfordshire Naturalist* 61: 18-24.
- National Trust 2008. Wicken Fen: mammals. www.wicken.org.uk/wildlife_mammals.
- Nau, B. 1992. Chinese water deer in Bedfordshire. *Bedfordshire Naturalist* 46:17-27.
- Putman, R. J. & Moore, N. P. 1998. Impact of deer in lowland Britain on agriculture, forestry and conservation habitats. *Mammal Review* 28: 141-164.
- Sheng, H. 1992. Chinese water deer. In: *The deer in China*. H. Sheng (ed.) East China Normal University, Shanghai, 109-110.
- Sheng, H. & Lu, H. 1985. A preliminary study on the Chinese river deer population of Zhoushan Island and adjacent islets. In: *Contemporary mammalogy in China and Japan*. T. Kawamichi (ed.). *Mammalogical Society of Japan*, 6-9.
- Sheng, H. & Ohtaishi, N. 1993. The status of deer in China. In: *Deer of China*. N. Ohtaishi & H. Sheng (eds). Elsevier, Amsterdam, 1-11.
- Swinhoe, R. 1870. On a new deer from China. *Proceedings of the Zoological Society of London* 40: 89-92.
- Ward, A. 2005a. New population estimates for British mammals. *Deer* 13(4) 8.
- Ward, A. I. 2005b Expanding ranges of wild and feral deer in Great Britain. *Mammal Review* 35: 165-173.
- Ward, A., Etherington, T. & Ewald, J. 2008. Five years of change. *Deer* 14(8): 17-20.
- White, P., Smart, J. C. R., Bohm, M., Langbein, J. & Ward, A. 2004. Economic impacts of wild deer in the east of England. www.woodlandforlife.net/wfl-woodbank.
- Whitehead, G. K. 1964. *The deer of Great Britain and Ireland*. Routledge & Kegan Paul, London.
- Zhang, E. 1996. Behavioural ecology of the Chinese water deer at Whipsnade Wild Animal Park, England. Ph.D. thesis, University of Cambridge.
- Zhang, E. & Guo, G. 2000. Poaching as a major threat to Chinese water deer in Zhoushan Archipelago, Zhejiang Province, PR China. *Deer* 11: 413-414.
- Zhang, E., Teng, L. & Wu, Y. 2006. Habitat selection of the Chinese water deer (*Hydropotes inermis*) in Yancheng Reserve, Jiangsu Province. *Acta Theriologica Sinica* 26: 49-53.

Acknowledgements

I am grateful to those people mentioned in the text for providing information for this risk assessment and to Lynne Farrell and Norma Chapman for commenting on an initial draft.

Annexe 6 : Exemple de révision de l'évaluation des risques réalisée pour l'Hydropote chinois (*Hydropotes inermis*)

Document traduit de l'anglais par Emilie Mazaubert

Révision de l'évaluation des risques par des experts: *Hydropotes inermis* = Hydropote chinois

Date: 18/09/09

Les sources d'information sont-elles à jour ?

Oui

La recherche de l'information est-elle suffisamment élargie ?

Oui

L'information a-t-elle été bien interprétée ?

Oui

L'information est-elle bien référencée ?

Oui

L'évaluation des risques est-elle en accord avec les informations et les objectifs de l'étude ?

Oui

L'évaluation des risques est-elle suffisamment détaillée pour appuyer des conclusions ?

Oui

Observations spécifiques aux deux sections :

Section A

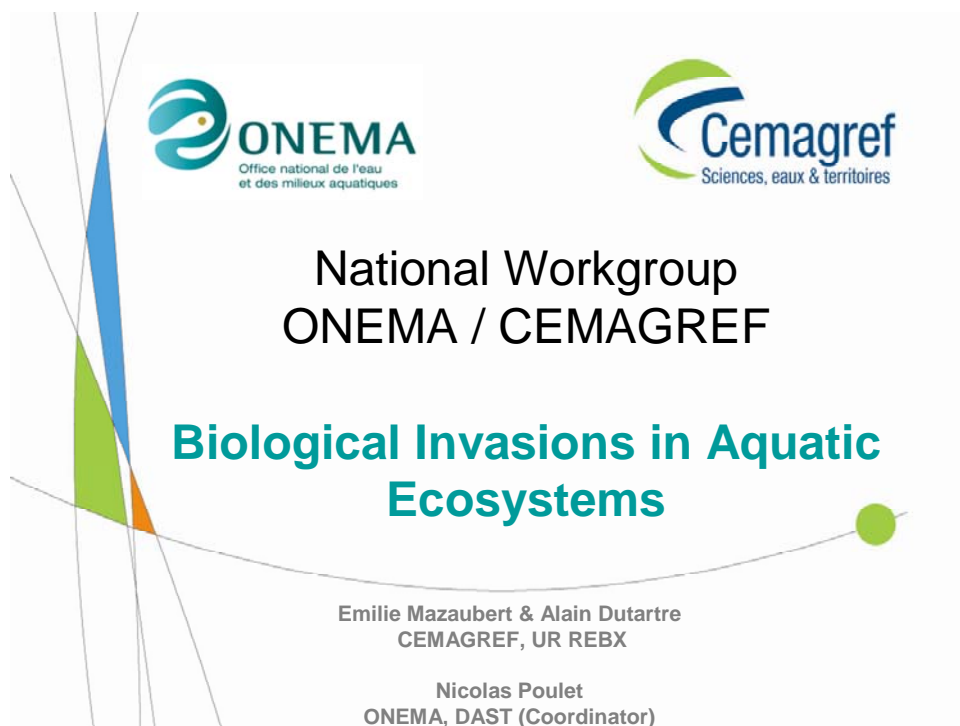
Cela fournit une vue d'ensemble équilibrée et généralement en profondeur. Toutefois, les impacts examinés à la Question 18 tous semblent être liés à la végétation. Aucune mention n'est faite, à ce stade, d'autres effets, y compris en tant que vecteurs de maladies pour les êtres humains et/ou pour le bétail ou d'autres impacts potentiels sur la santé humaine, tels que les accidents de la route.

Section B

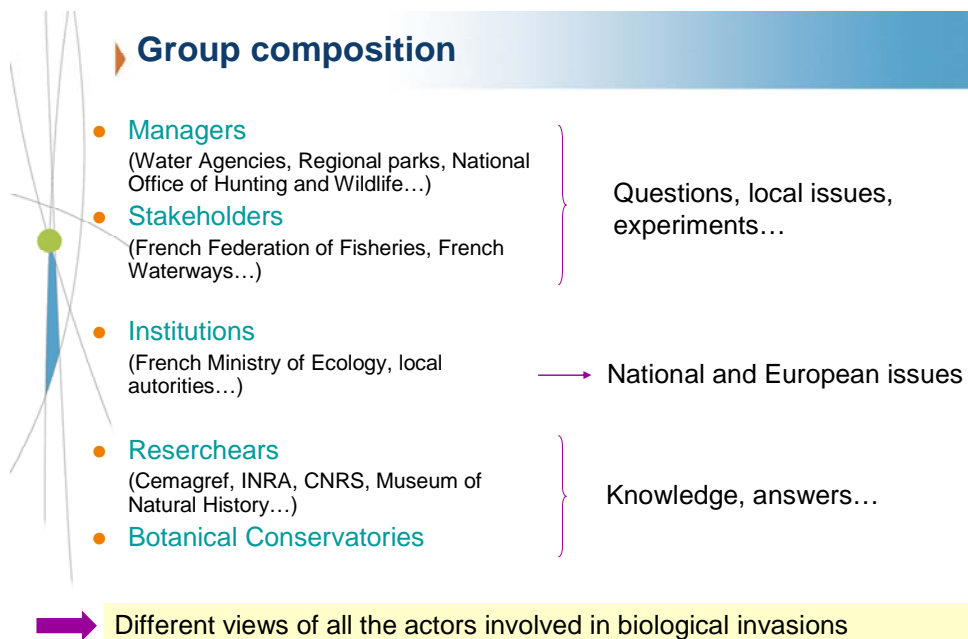
Une fois encore, l'analyse est généralement complète et équilibrée. L'auteur justifie la majorité de ses remarques par des références à des documents publiés, à des communications personnelles et à des observations personnelles. Il est également important de noter que la plupart des informations sont publiées dans des articles non révisés. Cela implique, au moins en partie, que les estimations d'incertitude de l'auteur sont souvent susceptibles d'être conservées, notamment en ce qui concerne le potentiel de propagation et les impacts. Le résumé sur l'incertitude semble tout à fait juste. Sur les impacts, là encore, les collisions avec des véhicules à moteur ne sont pas mentionnées, bien que cela puisse contribuer de manière significative aux impacts économiques et sociaux.

Selon la recommandation de l'auteur signifiant qu'une action urgente est probablement inutile est étayée par les preuves présentées, mais sa mise en garde contre le principe de précaution ne fonctionne pas. Une population exogène avec une origine génétique très limitée semble inappropriée pour la conservation surtout quand une ou plusieurs espèces indigènes – le cerf élaphe et le chevreuil – peuvent, de façon plus appropriée, remplir le rôle écologique joué actuellement par l'encéphalopathie des cervidés dans l'Est de l'Angleterre, et lorsque la cible pour la conservation devrait plutôt correspondre aux habitats dans son aire naturelle. Depuis l'encéphalopathie, des individus sont détenus dans de nombreux zoos et de nombreuses collections de dans ce pays et ailleurs donc, comme l'a noté l'auteur, l'éradication de cette espèce dans la nature en Angleterre ne devrait pas représenter une perte du potentiel de réintroduction dans son milieu d'origine, si cela devient nécessaire.

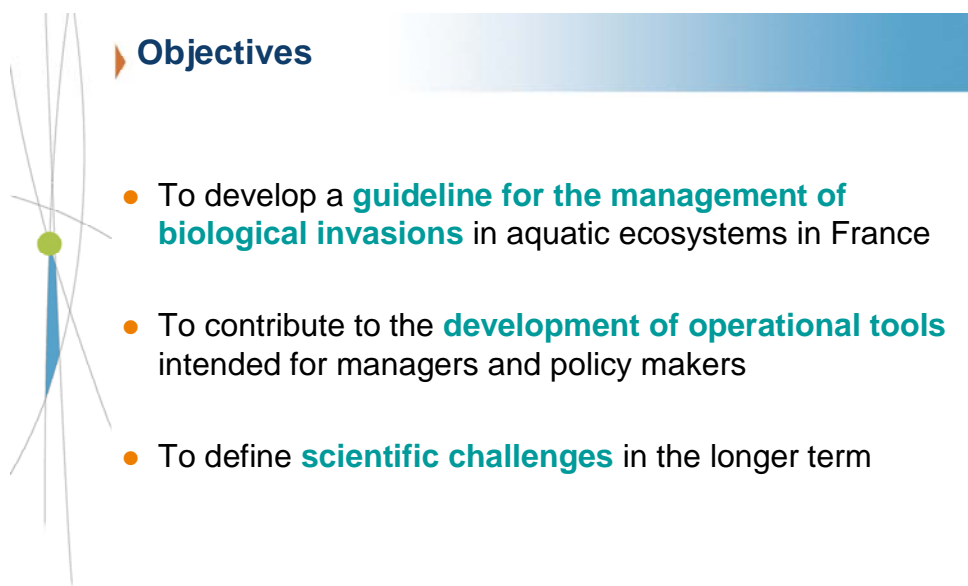
Annexe 7 : Présentation du GT IBMA en anglais



- **Context of creation of the national workgroup**
- Before 2008: **Lack of national coordination on biological invasions in France**
 - Existence of some workgroups or regional comities with low communication between them
 - **Slowdown in the acquisition and the exchanges of information and data**
 - 2008: **Convention between Cemagref** (National Center for Agricultural Mechanization, Rural Engineering, Water and Forests) **and Onema** (French National Agency for Water & Aquatic Ecosystems) **with a theme on biological invasion**
 - Initial assessment of available data (biology and ecology of invasive species, methods of management, actions already completed, work at European level ...)
 - Contact with different future partners
 - **Establishment of a national workgroup under the coordination of Onema**
 - January, June and November 2009: **meetings of the workgroup,**



National Workgroup ONEMA / CEMAGREF
Biological Invasions in Aquatic Ecosystems



National Workgroup ONEMA / CEMAGREF
Biological Invasions in Aquatic Ecosystems





Lines of thought

- Identification of the environmental, economic and social issues
 - Short term = managers needs
 - Long term = scientific perspectives
- Inventory of all the involved actors and mobilizable capacities
- Definition of the different steps allowing to answer the issues: prevention, surveillance, intervention, communication, formation...
- Orientation, management and promotion of the research and development works to create tools and protocols helping the implementation of the strategy on the biological invasions
- Contribution and coordination on management questions at European level: relationship between invasive species and WFD, standardization, rule...

National Workgroup ONEMA / CEMAGREF
Biological Invasions in Aquatic Ecosystems



Current actions

- Establishment and validation of a general list of plant and animal species introduced in metropolitan France = **non-native species** (actually more than 900 species)
 - Establishment and validation of a list of **invasives** plant and animal species in metropolitan France
- Contribution to the choice of a **risk assessment method** for introduction and application in the French context (current tests)
- **Survey on biological invasions in aquatic environments** in metropolitan France (current diffusion)
 - Type of aquatic environment colonised? (pond, stream, wetland)
 - Impacts? (on environment, on human activities...)
 - Management? (methods, efficiency...)

National Workgroup ONEMA / CEMAGREF
Biological Invasions in Aquatic Ecosystems



In preparation...

- Organization of a **seminar on biological invasions and their management** in metropolitan France in 2010
 - Presentation of the different programs and strategies (French ministry of Ecology, Museum of Natural History, Onema...)
 - Presentation of the knowledge by large groups of taxa (mammals, fishes, amphibians and reptiles, invertebrate, aquatic plants...)
 - Examples of management experiences in France
 - Other presentations (not yet defined)
- Setting up a **website**
 - Communication of the thoughts and the results of the workgroup
 - Facilitation of the exchanges between the members and the general public and among members themselves

National Workgroup ONEMA / CEMAGREF
Biological Invasions in Aquatic Ecosystems



Conclusions

- **Strong convergence of objectives** of the different members of the workgroup

Good coordination between the members of the group

- **National strategy** of the French Ministry of Ecology :
 - established in 2009
 - National Museum of Natural History = Fauna
 - National Federation of Botanical Conservatories = Flora
 - Regional committees

Participation of the group members for future work undertaken by the Museum and/or by the Federation of Botanical Conservatories

National Workgroup ONEMA / CEMAGREF
Biological Invasions in Aquatic Ecosystems

