



Les espèces exotiques envahissantes et leur gestion

**Florian Charvolin, Patrick Grillas, Loïc Marion, Alexandre Millon,
François Moutou, Elise Tancoigne, Aline Treillard**

Avec la participation de Dominique Aribert et Jean-Marc Thiollay

LPO- Conseil Scientifique et Technique – Janvier 2018

Sommaire

RESUME	4
1. Préambule	9
2. Introduction. Les EEE, un concept envahissant.....	10
2.1. Quelques définitions	10
2.2. Un concept difficilement opérationnel	12
2.3. Une vision spécifique de la nature	13
2.4. Métaphores et politiques publiques	13
3. Législation et cadres stratégiques : état des lieux	15
3.1. Qualification de l'espèce en fonction de son aire de répartition naturelle	15
3.2. Définition juridique de l'espèce exotique envahissante	15
3.2.1. Le droit de l'Union Européenne	15
3.2.2. Le droit français	17
4. Des exemples d'EEE.....	21
5. Origines des introductions	22
6. Quantification du problème à l'échelle de l'UE et de la France.....	23
6.1. Combien d'espèces exotiques arrivent en Europe et d'où viennent-elles (EEE) ?.....	25
6.2. Devenir des espèces introduites (combien deviennent envahissantes) ?	27
6.3. Espèces EEE préoccupantes en Europe et en France (OM et métropolitaine):	29
6.3.1. Origine des espèces préoccupantes en France métropolitaine	30
7. Impacts des EEE	30
7.1. Impacts écologiques	31
7.1.1. Menaces représentées par les EEE sur les plantes –	33
7.1.2. Menaces représentées par les EEE sur les oiseaux	34
7.2. Impacts économiques	36
7.2.1. Coût de l'impact des EEE sur les espèces menacées.....	37
7.2.2. Espèces les plus coûteuses en termes de lutte en métropole	38
7.2.3. Espèces les plus coûteuses en termes de lutte en outre-mer.....	38
7.3. •Impacts sanitaires.....	39
7.4. Les impacts positifs des EEE sur la biodiversité.....	39
7.4.1. Impacts positifs des EEE en métropole	39
8. Gestion des EEE	40
8.1. Prévention	40
8.1.1. Maitriser le flux d'arrivée des EEE.....	41
8.1.2. Identifier les espèces susceptibles de devenir envahissantes	42
8.2. Détection précoce	43
8.3. Gestion des EEE établies.....	44
8.4. Mise en œuvre de la stratégie de gestion des EEE.....	45
.....	46
Références.....	47
ANNEXE 1 : Liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union.....	53
ANNEXE 2. Diversité des régimes d'introduction et de gestion des espèces invasives en droit interne.	54
ANNEXE 3 Les 12 propositions de la stratégie nationale relative aux EEE (MEEM 2017).....	56
ANNEXE 4. Liste des espèces très préoccupantes et préoccupantes en France.....	57

RESUME
Les espèces exotiques envahissantes et leur gestion
CST LPO –2018

DEFINITION

1. Parmi les nombreuses terminologies et définitions utilisées, y compris réglementaires (nationales, européennes, UICN), nous avons retenu **Espèce Exotique Envahissante** (EEE ; *Invasive Alien Species* en anglais) pour décrire « toute espèce allochtone dont l'introduction par l'Homme, volontaire ou fortuite, l'implantation et la propagation menacent les écosystèmes, les habitats ou les espèces indigènes entraînant des conséquences écologiques ou économiques ou sanitaires négatives».
2. La notion d'Espèce Exotique Envahissante conjugue deux caractéristiques distinctes: l'introduction par l'Homme et l'impact négatif notable sur la diversité, le fonctionnement des écosystèmes, la santé et/ou l'économie.
3. La notion reste toutefois basée sur des notions variables selon l'origine géographique, la date d'introduction prise comme référence et l'ampleur du caractère envahissant.
4. Les termes d'exotique et d'envahissant, joints tous les deux, ont une connotation sociale négative qui porte sur ce qui vient d'ailleurs. Comme métaphore rapprochant sciences biologiques et grand public, ils débordent le seul champ des espèces vivantes pour s'inscrire dans des visions plus générales touchant aussi les personnes humaines. D'autre part les EEE impliquent un sens ordinaire de responsabilité vis-à-vis de l'étranger, de recherche des causes et des remédiations que les scientifiques partagent avec les acteurs de la société en général. Ce sens ordinaire concerne également la manière cognitive d'appréhender la nature sous forme catégorielle, qui, implicitement, se fonde sur des distinctions, des standards, des hiérarchisations variées selon l'aire culturelle et les références de base choisies pour objectiver ce qui compte comme EEE.

PROCESSUS ECOLOGIQUES & CARACTERISATION DU PROBLEME

5. L'augmentation des déplacements et les modifications importantes de la répartition de l'espèce humaine à l'échelle du globe aux XVI-XVIII^{ème} siècles associées à l'intensification considérable des échanges de biens et de personnes au cours des siècles suivants ont engendré le déplacement d'espèces au sein de territoires qui leur étaient inaccessibles par le processus naturel de dispersion. Les introductions ont été et sont volontaires (acclimatation) ou accidentelles. Beaucoup de données anciennes (répartition, déplacement) sont peu précises. La vitesse d'arrivée de nouvelles espèces ne montre aucun ralentissement dans la plupart des régions du Monde et le nombre d'EEE est bien corrélé aux échanges commerciaux/économiques.
6. Parmi les espèces ainsi exportées hors de leur zone de distribution naturelle, seule une minorité parviendra à s'acclimater au nouvel environnement (processus de naturalisation). Il y a de très grandes différences entre taxons dans le monde (et selon les zones), les mammifères et les plantes arrivant très largement en tête, secondairement les araignées, insectes, poissons et batraciens, tandis que les oiseaux et les reptiles arrivent très loin derrière. Parmi ces espèces naturalisées, une minorité aura des conséquences négatives importantes sur l'écosystème

autochtone et sera considérée comme EEE. L'expérience montre que la probabilité qu'une espèce introduite devienne envahissante varie fortement selon les taxons : plus faible chez les plantes que chez les vertébrés, et selon les zones. Des espèces ont été catégorisées comme EEE parmi tous les groupes taxonomiques, micro-organismes compris.

7. La résilience d'un écosystème aux EEE est fortement variable. Un écosystème préalablement fragilisé par des actions anthropiques sera plus sensible aux EEE. Les écosystèmes insulaires, de par leur faible redondance écologique, sont également plus vulnérables aux EEE que les écosystèmes continentaux. L'endémicité étant élevée sur les îles, les impacts peuvent y être spectaculaires, notamment sur les îles isolées, où les cas de disparition d'espèce sont les plus nombreux.
8. Les EEE altèrent la structure et le fonctionnement global des écosystèmes en modifiant les interactions biotiques telles que la compétition et la prédation, de manières multiples directes (compétition, prédation) ou indirectes (compétition apparente). Parmi les EEE les plus impactantes, on trouve des espèces prédatrices comme le Vison d'Amérique sur le continent et, au sein d'écosystèmes insulaires, des espèces comme le Rat noir, la Petite Mangouste indienne ou le Lapin de garenne ainsi que les mammifères domestiques. Chez les plantes, des espèces très dominantes comme les jussies ou les renouées asiatiques sont parmi celles ayant le plus d'impacts sur les écosystèmes.
9. Le caractère envahissant d'une espèce exotique peut se manifester longtemps après son introduction et sa naturalisation. Celui-ci peut n'être que transitoire (ex. *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée). Par exemple, les changements climatiques à venir pourront moduler le caractère envahissant des espèces introduites dans un sens comme dans un autre
10. Si certaines espèces sont reconnues aujourd'hui comme des EEE particulièrement délétères dans de multiples régions du Monde, le caractère envahissant d'une espèce dépend néanmoins de nombreux paramètres, intrinsèques (liés à l'espèce) et extrinsèques (liés à l'environnement et à la société), variables dans l'espace et dans le temps. En conséquence, les prédictions quant aux impacts relatifs à une espèce donnée dans un environnement donné peuvent s'avérer difficiles.

MESURE DES IMPACTS

11. Les impacts des EEE sont multiples incluant des impacts écologiques, économiques et sanitaires.
12. L'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) considère les EEE comme la 5ème cause d'érosion de la Biodiversité à l'échelle mondiale. Les EEE sont identifiées comme le principal facteur impactant pour 5% des espèces au statut de conservation jugée défavorable, dans des contextes insulaires pour la plupart des cas. Pour comparaison, la dégradation ou la perte d'habitats (43%) et la surexploitation (chasse, pêche, cueillette ; 37%) représentent de loin les causes principales de déclin des populations animales et végétales sur notre planète. Ces facteurs se combinent et s'additionnent.
13. Les EEE contribuent à l'érosion globale de la biodiversité, par la réduction des populations animales et végétales indigènes, pouvant mener à l'extinction de certains taxons. Les mécanismes sont multiples, les plus généralisés étant la dominance (exclusion compétitive), la prédation des espèces indigènes et l'altération de la structure et du fonctionnement des écosystèmes.

14. Toutefois, parmi les espèces qualifiées d'EEE peu ont pu faire l'objet d'une analyse rigoureuse quant à leur contribution relative parmi l'ensemble des facteurs de dégradation, notamment d'origine anthropique.
15. Les impacts des EEE ne sont pas systématiquement ou seulement négatifs. Par exemple, si l'Ecrevisse de Louisiane peut avoir des impacts négatifs sur les espèces indigènes d'écrevisses, la végétation et les peuplements d'invertébrés aquatiques, elle a un impact très positif sur les populations d'espèces qui s'en nourrissent (notamment les Ardéidés ou la Loutre d'Europe).
16. Les impacts négatifs des EEE peuvent s'amenuiser avec le temps ou devenir indétectables. Dans le cas de certaines introductions d'espèces très anciennes, l'écosystème d'origine n'est plus connu. Des expériences d'éradication en milieux insulaires ont toutefois révélé l'impact réel des EEE sur les espèces indigènes et d'une manière plus générale, sur le fonctionnement de l'écosystème.
17. Les EEE peuvent avoir des impacts importants sur l'économie, par exemple par leurs effets sur les infrastructures (Ecrevisse de Louisiane, Ragondin sur les infrastructures hydrauliques), sur les populations d'espèces exploitées (crépidule sur les sites de reproduction des poissons plats, Frelon asiatique sur les abeilles domestiques et la production de miel). Les impacts sanitaires concernent particulièrement l'introduction d'espèces vectrices de maladies (par exemple Moustique tigre vecteur de la dengue et du chikungunya), allergisantes (pollen de l'Ambroisie), ou toxique (sève phototoxique de la Berce du Caucase). Les impacts sanitaires expliquent une grande partie des coûts (plus de 50% en Outre-mer, 25% pour le seul Moustique tigre en métropole).
18. Les EEE sont devenues un sujet porteur, drainant des ressources importantes, tant au niveau de la recherche scientifique que dans les administrations. Les actions de gestion et de conservation doivent intégrer l'ensemble des facteurs à travers une analyse coûts/bénéfices globales, et pas seulement ceux liés aux EEE, si l'on souhaite enrayer la dégradation des écosystèmes de manière efficace.

ETAT DES LIEUX REGLEMENTAIRE

19. L'inventaire DAISIE recense 12 122 espèces exotiques (ou allochtones) en Europe dans sa géographie Paléarctique (i.e. hors Outre-Mer), dont 2600 en France (3^{ème} rang européen, mais c'est le pays le plus vaste).
20. Les EEE font l'objet de réglementations diverses fondées sur un savoir catégorique et des critères reconnus. Elles sont à la fois une qualification issue de constats et de débats scientifiques, et une liste officielle et normative à laquelle on indexe des espèces. Leur définition associe scientifiques et administratifs dans la mesure où elle engage aussi les Etats et les instances supra-étatiques. Cela introduit des procédures et des compromis qui ne sont pas exempts d'une plus ou moins grande déviation par rapport aux exigences scientifiques de revue par les pairs (peer reviewing) et d'atteinte du consensus à partir de l'expression des diverses options de priorisation en jeu.
21. L'Union Européenne a adopté en 2014 un règlement visant à lutter contre les EEE préoccupantes à dire d'experts, présentes dans au moins 2 pays, et contraignant tous les Etats membres à limiter ou éradiquer ces espèces (sans possibilité pour les états membres de se prononcer sur chaque espèce mais sur la liste globale). Une première liste prioritaire de 37 espèces a été publiée en 2016 (14 plantes, 9 mammifères, 6 crustacés, 3 oiseaux, 2 poissons, 1 amphibien et 1 insecte),

puis une seconde en 2017 de 12 espèces (9 plantes, 2 mammifères, 1 oiseau). Ces listes s'écartent sensiblement des 100 espèces jugées les plus préoccupantes en Europe (liste DAISIE) ou dans le monde (liste UICN), là aussi à dire d'experts, car ont été notamment exclues des espèces présentant un intérêt économique pour certains états (ex. vison d'Amérique). La France est allée plus loin dans l'application de ce règlement européen en rajoutant des espèces dont certaines introduites depuis très longtemps (ex. carpe) et surtout en incluant des espèces natives protégées (Grand cormoran, goélands et Loup).

22. Tout en contribuant à la liste de l'Union Européenne, le ministère de l'environnement français a confié au Conseil Général du Développement Durable une analyse indépendante sur les espèces les plus préoccupantes en France, selon 66 organismes de gestion de la biodiversité, en analysant les impacts négatifs ou positifs ainsi que les coûts de lutte, selon la métropole et l'Outre-Mer. Les 2/3 des EEE préoccupantes et des coûts concernent l'Outre-Mer. En métropole, 51 espèces ont été classées parmi les plus préoccupantes ou les plus répandues dont 39 plantes, 3 crustacés, 3 mammifères, 2 poissons, 2 mollusques, 1 reptile et 1 insecte (aucun oiseau). Les 10 pires, en ordre décroissant sont la Renouée du Japon, la Jussie à grande fleurs, l'Ambroisie, le Ragondin, l'Écrevisse de Californie et celle de Louisiane, l'Erable Négundo, l'Elodée du Canada, la Jussie rampante et le Vernis du Japon. Trente-trois autres espèces sont jugées moins préoccupantes (dont 21 plantes). L'écart de ces listes avec celle de l'Europe est considérable (seules 20 espèces communes sur les 133 espèces cumulées).

STRATEGIES DE GESTION

23. La gestion des EEE doit être fondée sur une stratégie associant la prévention, la surveillance et une analyse des risques d'impacts et de gestion. Lorsque des mesures de gestion sont nécessaires, une analyse coûts-bénéfices de celles-ci doit être impérativement menée pour en évaluer la pertinence, l'efficacité tant du point de vue écologique que social. Les mesures de gestion des EEE envisageables incluent l'éradication, la réduction des densités localement, la limitation du front d'invasion.

24. La limitation des ressources dédiées à la préservation de l'environnement préconise une concentration des efforts sur les EEE dont les impacts importants sur l'écosystème sont avérés. Toutefois, ceux-ci apparaissent typiquement lorsque la phase d'envahissement est amorcée.

25. La probabilité de succès de l'éradication d'une EEE est d'autant plus élevée et inversement le coût du contrôle d'autant plus faible ou que les mesures sont mises en place tôt. La difficulté est de trancher rapidement entre espèce peu envahissante et véritable EEE. Attendre d'en être certain risque de rendre aléatoire la probabilité de succès des mesures de gestion. Agir trop tôt risque de mobiliser pour une espèce peu agressive dans un contexte de moyens limités. La veille bibliographique sur l'impact des EEE à l'international peut fournir des informations intéressantes afin de diriger les efforts de conservation de manière optimale.

26. Des opérations d'éradication d'EEE (Rat noir et autres espèces de rongeurs, chat haret comme cibles principales) ont été entreprises avec succès sur des îles océaniques autour de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande notamment, via des campagnes d'empoisonnement. A ce jour, la plus grande île d'où ces EEE ont été éliminées est Campbell Island (113 km² ; Nouvelle-Zélande). De même le Ragondin et le Rat musqué ont été éradiqués de Grande-Bretagne.

27. Des effets de synergies entre EEE et espèces natives peuvent rendre désastreuses des opérations d'éradication partielle ou totale (ex. sur Crozet et Kerguelen, interaction entre chat et rat ou l'éradication d'une seule des deux espèces peut amplifier les effets négatifs sur les populations d'oiseaux, tout comme l'augmentation de la hauteur de la végétation suite à l'éradication des EEE herbivores). Les mesures de limitation ou d'éradication ne doivent pas avoir d'effets collatéraux sur les espèces natives protégées, conformément à la réglementation européenne.
28. La meilleure façon de lutter contre les EEE reste sans aucun doute d'en prévenir l'introduction au sein de nouveaux territoires. Le taux d'introduction montre en effet une croissance exponentielle pour la plupart des groupes taxonomiques, à l'exception des mammifères et des poissons, et ce dans toutes les grandes régions du Monde.



1. Préambule

Par courrier du 23 janvier 2017, le Conseil d'Administration de la LPO faisait appel au Président du Conseil Scientifique et Technique de la LPO pour mener une réflexion sur les espèces exotiques envahissantes (ci-après « EEE »), sujet de débat déjà ancien à la LPO (de Grissac 2017). L'objectif de cette saisine est d'apporter un soutien scientifique à la clarification de la position générale de l'association sur cette thématique : dresser le cadre, l'état des lieux et les bonnes questions à se poser. La lettre de saisine demande explicitement que la dimension éthique de la problématique ne soit pas abordée par le Conseil Scientifique et Technique (CST). Le Conseil Scientifique et Technique en prend acte mais tient toutefois à alerter quant au fort degré d'interdépendance qui unit les questionnements scientifiques et sociaux dans le cadre de cette thématique (voir section 2.4 et de Grissac 2017). A cette fin, le Conseil Scientifique et Technique souhaite préciser que les termes mêmes d'espèces « exotiques envahissantes » supposent déjà l'acceptation implicite de postulats scientifiques dont les fondements sont remis en cause par certains auteurs, et que la construction de cette métaphore procède de nombreux aller-retour entre sciences, politiques publiques et média. En outre, les mécanismes qui sous-tendent les invasions sont à la fois d'ordre biologique, sociologique et économique. Par conséquent, la thématique des EEE ne peut être abordée sans tenir compte de sa dimension sociale (au sens large), ni du sens qu'elle prend aujourd'hui dans les débats sur la gestion et la conservation de la biodiversité.

La méthodologie retenue par le CST pour répondre à la demande du Conseil d'Administration a consisté à rendre compte des controverses qui animent la thématique, dès le stade de la définition de l'espèce exotique envahissante (section 2). Elle se poursuit ensuite par une synthèse quantitative du problème à l'échelle de l'UE et de la France (sections 3 et 4) afin de saisir les impacts (section 5) et les coûts liés à la gestion des EEE (sections 6 et 7).

Le rapport se fonde sur une revue de la littérature et sur la connaissance experte qu'ont acquise certains de ses membres en tant qu'acteurs de la construction des cadres législatifs sur les EEE. Il est le fruit de réflexions pluridisciplinaires qui invitent à conclure à l'impossibilité de dresser un portrait-robot univoque des EEE tant elles désignent des réalités différentes et tant les causes et conséquences sont à distinguer. Toutefois cette impossible définition catégorique ne doit pas faire oublier les conséquences et les bouleversements pour l'homme et la nature encourus par le développement des espèces envahissantes sur le territoire.

2. Introduction. Les EEE, un concept envahissant

L'étude des EEE est délicate et riche de nombreux paradoxes. Il semble bien qu'*Homo sapiens* et quelques autres espèces humaines qui l'ont précédé soient les seules espèces à avoir envahi l'ensemble des terres habitables de la planète. Or d'une part, les représentants du genre *Homo* n'ont jamais voyagé seul. Animaux, plantes, microorganismes les ont accompagnés, de façon volontaire ou accidentelle. D'autre part, la dernière espèce humaine arrivée semble bien avoir contribué, d'une façon ou d'une autre, à la disparition des espèces humaines précédentes. Déplacer des espèces, qu'elles qu'en soient les motivations puis les conséquences, semble représenter une constante de l'espèce humaine. Ce qui surprend aujourd'hui les gestionnaires et acteurs de la biodiversité, ce sont les volumes échangés et la rapidité actuelle de ces déplacements ainsi que le constat bien documenté de quelques conséquences écologiques et économiques sévères associées à certaines de ces introductions.

En outre, le CST de la LPO tient à mettre en évidence un point qui lui semble être trop peu mentionné dans la littérature scientifique analysée et concernant la France. Les réflexions menées et les solutions envisagées ne peuvent être appliquées de manière identique entre d'un côté le territoire métropolitain (c'est-à-dire continental) et de l'autre les territoires insulaires. Ces derniers sont davantage concernés en ce sens qu'ils sont plus vulnérables. Les impacts négatifs des EEE – les extinctions notamment – se manifestent d'ailleurs principalement dans les milieux insulaires, ce qui pourrait justifier une position plus nuancée dans le cadre de la lutte contre les EEE sur le territoire métropolitain continental.

L'expression « espèce exotique envahissante » ne peut se comprendre sans avoir recours à deux autres conceptions qui existent en miroir de celle-ci : celle d'espèce « autochtone » d'une part ; et celle d'espèce « naturalisée », d'autre part. Cette conceptualisation de la thématique des EEE suivant une double dichotomie autochtonie/allochtonie et intégration/absence de contrôle, soulève un certain nombre de questions et de difficultés que nous retrouverons dans chacune des parties de ce rapport, à commencer par les définitions.

2.1. Quelques définitions

La notion d'EEE implique plusieurs étapes dont les définitions restent en partie ambiguës, concernant l'origine géographique (« exotique ») et le caractère envahissant.

Une espèce est dite **autochtone** d'une entité géographique donnée et pour une période donnée quand elle est représentée sur cette entité par des populations pérennes (=autonomie de reproduction) au début de cette période considérée (Pascal et al. 2006, Thévenot 2014). A l'inverse, une espèce **allochtone**¹ est une espèce qui, absente de cette

¹ La littérature scientifique sur les espèces envahissantes ou invasives a tendance à considérer le terme d'« exotique » comme synonyme d'allochtone.

entité au début de la période considérée, l'a par la suite "colonisée" et y a constitué des populations pérennes (par rapport à sa population d'origine). Toutefois, la problématique des EEE telle que posée par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), ou la Communauté Européenne ne retient que les espèces qui ont été introduites (volontairement ou non) par l'homme. Elles doivent aussi être envahissantes, dans le sens qu'elles menacent les espèces autochtones, leurs écosystèmes voire l'économie.

Espèce Exotique Envahissante (EEE) : ce terme, traduit de l'expression internationale « Invasive Allochthonous Species » ou « Invasive Alien Species », est celui que nous retiendrons dans ce rapport. Il s'agit d'espèces introduites par l'homme hors de leur aire normale de distribution puis qui se sont naturalisées (= populations pérennes) et qui ont un effet délétère important sur les espèces et/ou les écosystèmes autochtones (= natifs).

Des imprécisions persistent quant à la notion de limites géographiques à prendre en compte pour l'allochtonie et à l'ampleur de l'impact écosystémique ou économique (cf. 2.2).

Espèce passagère : traduit de l'anglais « passengers species ». Espèces introduites qui deviennent envahissantes parce qu'elles profitent des modifications préalables des écosystèmes par l'homme (MacDougall & Turkington 2005, Teyssède & Barbault 2009). Elles ne sont pas intrinsèquement « mauvaises », elles le deviennent à cause des perturbations anthropiques déjà subies par les écosystèmes, ce qui explique souvent que des espèces deviennent envahissantes hors de leur aire de répartition alors qu'elles ne le sont pas dans celle-ci. Le changement global (« Global Change » : combinant à la fois changement climatique et perturbations des écosystèmes par l'homme) va accélérer fortement l'arrivée naturelle d'espèces allochtones et favoriser leur naturalisation.

Une espèce **naturalisée** est une espèce parvenue naturellement ou par introduction par l'homme hors de son aire habituelle et qui réussit à devenir autonome par rapport à sa population d'origine².

Une espèce naturalisée devient envahissante lorsqu'elle échappe aux mécanismes de régulation (Branquart & Fried 2016) qui limitent la variation de sa population dans le temps

² La majorité des espèces qui parviennent hors de leur aire de répartition disparaissent rapidement, l'étape de la naturalisation concernant une minorité d'espèces, et environ une sur mille d'entre elles poseront problème (envahissantes) (Williamson 1996). cf. chap 6.2

autour d'une valeur moyenne (Rockwood 2015)³. Elle peut ne plus être envahissante lorsque des mécanismes de régulation se mettent en place.

2.2. Un concept difficilement opérationnel

Les espèces autochtones et allochtones sont définies selon des bornes spatiales et temporelles. Or, il est empiriquement très difficile de fixer ces bornes. La position de Pascal et al. (2006) est issue d'un choix méthodologique très discutable, à savoir la preuve de la présence des espèces dans les restes archéologiques. Or certaines espèces se conservent très mal (os des oiseaux), et surtout les restes archéologiques dépendent des habitudes alimentaires des humains à ces époques reculées, en partie liées à leurs coutumes, leurs religions, leurs moyens de capture. En outre, les régions ne sont pas comparables du point de vue conservation de restes archéologiques (présence humaine historique, existence de grottes inviolées, couches géologiques adéquates, etc...). La notion d'EEE s'appuie ainsi sur la notion de faunes et de flores figées à une date arbitraire (holocène = 11 000 ans, 5000 ans, ou de référentiel arbitraire. Ainsi, l'année 1500 est retenue par l'UICN pour des raisons de connaissance historiques sur les répartitions [pourtant très faible avant le XXème siècle] et par le début des grandes explorations ayant permis l'établissement de colonies outre-mer par les Européens).

L'autre problème soulevé par le travail de Pascal et al. (2006) concerne les limites géographiques à prendre en compte. Ces auteurs sont allés très loin dans cette direction, en parlant d'allochtones de zones purement administratives (départements, régions) qui n'ont aucune valeur biologique. Les frontières des Etats n'en ont pas d'avantage. La seule notion géographique qui a un sens est la zone biogéographique définie pour chaque groupe biologique considéré (plantes, poissons, mammifères, oiseaux, etc... dont les facultés de déplacement et de colonisation diffèrent largement, et par conséquent l'homogénéité géographique de leurs communautés). Mais les Etats ont tendance à ne considérer que leurs limites géographiques (idem pour l'Union Européenne).

Par ailleurs la stabilité numérique, et par conséquent géographique des populations, est un leurre. L'instabilité est la règle, en fonction des dynamiques de populations qui obéissent à de nombreux facteurs (ressources alimentaires, succès de reproduction, taux de mortalité, en fonction des autres espèces compétitrices, parasitaires ou prédatrices, y compris

³ Certains auteurs (Valéry et al. 2008, Valéry et al. 2009, Wilson et al. 2009a,b) ont avancé l'idée que des espèces autochtones peuvent devenir envahissantes, c'est-à-dire modifier de manière importante le fonctionnement d'un écosystème, généralement par modification préalable des conditions trophiques (ex : apports de nutriments ou de ressources alimentaires) ou physiques (ex : modification de niveaux d'eau, décapage du sol...). C'est par exemple le cas du Chiendent qui envahit la Baie du Mont Saint Michel, probablement à cause de l'augmentation des nitrates apportés depuis le bassin versant. D'autres auteurs défendent une conception biogéographique stricte du phénomène d'invasion biologique (seule une espèce exotique peut être envahissante).

l'homme, des variations climatiques, etc...). En général on se contente donc de la distinction entre espèces **introduites** par l'homme (=allochtones) ou pas (=autochtones), l'introduction étant un fait moins difficile à établir que l'allochtonie ou l'autochtonie (Thévenot 2014).

2.3. Une vision spécifique de la nature

La dichotomie autochtone/allochtone contient en outre un soubassement théorique discutable. Ici, l'intégrité des écosystèmes est envisagée comme un principe essentiel de la protection de la nature. Elle renvoie à une référence de naturalité qui se manifeste par un fonctionnement non altéré des écosystèmes, et la présence exclusive d'espèces autochtones : une référence « édénique » de naturalité (Head 2017).

Cela interroge le choix méthodologique de l'unité considérée. Soit l'on arrête l'analyse écologique sur une unité naturelle bordée, un contenant lié à un stock, soit on peut considérer la nature comme un flux, et les espèces selon des trajectoires (Blandin 2009). Une alternative serait de faire de l'« invasivité » de l'espèce une affaire de gradients, et de plus ou moins de déviation dans les trajectoires spatiales, historiques et évolutionnistes des espèces sur le territoire.

Une autre interrogation concerne la place que l'Homme se donne dans ce système de représentation. Les concepts d'espèces « indigène » et « exotique » liés aux EEE créent une représentation de la naturalité dont l'homme serait absent. C'est lui qui, par son action représentée comme extérieure à cette nature, son action de déplacement (volontaire ou non) transforme une espèce « indigène » en une espèce « exotique ». La notion d'EEE contient donc une référence de naturalité dont l'homme est lui-même exclu, étranger (Head 2017).

2.4. Métaphores et politiques publiques

Beaucoup de littérature, y compris de biologie, fait état de l'usage abondant de métaphores pour décrire les espèces envahissantes, d'une part sur ce qui fait le caractère natif d'une espèce, et d'autre part sur la qualité d'"envahissant" : métaphores militaires, médicales, nationalistes, culturelles (Tassin & Kull 2012). L'analyse porte alors sur le caractère de métaphore du vocabulaire utilisé pour qualifier ces espèces envahissantes, dont plusieurs auteurs estiment qu'elle est consubstantielle à la catégorie et non pas éliminable comme biais non scientifique. Certains plaident alors pour une "responsible metaphor management" qui suppose d'explicitier les métaphores utilisées dans le langage des biologistes sur ces questions, pour en gros faire des choix en connaissance de cause, du point de vue méthodologique interne à la science, et aussi pour mieux maîtriser les allers et retours entre science, politiques publiques et média (Verbrugge et al. 2016).

Des travaux de SHS exploitent également la résonance entre d'une part envahissant ou indigène (ou « natif ») pour des espèces faunistiques et floristiques, et d'autre part les débats sur l'étranger dans la société en général, à partir d'une méthode analogique (Rémy &

Beck 2008). Il s'agit ici d'exposer des airs de famille entre débat sur le statut de l'étranger et le débat sur les espèces envahissantes, voire même avec le courant nazi et l'apartheid pour certains (Peretti 2010)⁴.

Le rapport à la société de la question des plantes envahissantes n'est pas seulement que métaphorique. Il s'établit de manière frappante par des politiques publiques à forte teneur scientifique. Le fonctionnement conjoint des catégories d'« invasivité » dans le domaine naturaliste d'une part et politique d'autre part, trouve par exemple des démonstrations éclatantes avec le fait noté qu'aux Etats-Unis, sous la présidence de Georges W. Bush l'Animal and Plant Health Inspection Service, qui s'occupe des espèces envahissantes, a été inclus dans le département du Homeland Security qui s'occupe de la sécurité nationale (Larson 2005). L'auteur qui rapporte ce fait montre ainsi la propension de rencontre entre ces deux univers, naturalistes et militaires.

Le fait n'est pas isolé, si l'on considère que la nature voit marcher main dans la main le scientifique et l'administratif depuis des siècles, les uns enquêtant les autres protégeant, ou gérant ce qu'on appelle maintenant la biodiversité. C'est ainsi que l'entomologie nord-américaine du début XXe était déjà très liée à la question de la protection du territoire par rapport aux espèces envahissantes, en installant ses stations d'étude et de contrôle à proximité des grands ports où transitaient marchandises et immigrants (Castonguay 2004). Les questions de l'insecte étranger et de l'étranger humain ou marchand, étaient déjà liées.

D'autres initiatives récentes incitent à accroître notre double lecture à la fois biologique et sociale des plantes envahissantes. Un rapport suisse de la Commission fédérale d'éthique pour la biotechnologie datant de 2008, porte sur "La dignité de la créature dans le règne végétal. La question du respect des plantes au nom de leur valeur morale" (CENH 2008, Fall & Matthey 2011). Les auteurs qui analysent ce rapport repèrent les mêmes catégories d'altérité et de non-contrôlabilité des espèces végétales migrantes. Ils notent enfin l'appel de cette idée de "pureté" pour le public en général et les allers et retours entre savants et société suisse dans le domaine.

⁴ Ces considérations sont reprises par certains scientifiques, non pas pour critiquer la science mais pour noter la proximité étroite entre savoir savant et savoir populaire autour de deux éléments clés : la responsabilité humaine des introductions, et le danger qui est encouru par les autres espèces. Le vocabulaire de la responsabilité humaine, voire la désignation des coupables, et le sentiment de courir un danger sont en effet des traits communs à la sensibilité ordinaire tant des savants que des citoyens (Verbrugge et al. 2016, p.276).

3. Législation et cadres stratégiques : état des lieux

Un ensemble de références juridiques règlementent les EEE au niveau national, européen et international.

3.1. Qualification de l'espèce en fonction de son aire de répartition naturelle

L'article 3 du règlement européen n°1143/2014 du Parlement européen et du conseil du 22 octobre 2014 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes définit comme **exotique**: « *tout spécimen vivant d'une espèce, d'une sous-espèce ou d'un taxon de rang inférieur d'animaux, de végétaux, de champignons ou de micro-organismes introduit en dehors de son aire de répartition naturelle, y compris toute partie, gamète, semence, œuf ou propagule de cette espèce, ainsi que tout hybride ou toute variété ou race susceptible de survivre et, ultérieurement, de se reproduire* ». Le règlement prend parti de ne pas qualifier une espèce comme exotique quand l'évolution de son aire de répartition naturelle est le résultat de la modification de conditions écologiques et du changement climatique (article 2 paragraphe 2.a). **Pour le législateur européen donc, le critère de l'intervention humaine est déterminant pour qualifier une espèce comme étant exotique.**

Il est important de noter que le qualificatif d'ordre géographique retenu pour identifier une espèce ne préjuge pas de son caractère envahissant. A ce jour la réglementation sur les espèces envahissantes ne prend en compte, dans le droit de l'Union Européenne et le droit français (loi du 8 août 2016), que les exotiques. Une espèce exotique peut changer de statut et devenir une « espèce exotique envahissante » dès lors qu'elle pose problème au maintien de la diversité biologique.

3.2. Définition juridique de l'espèce exotique envahissante

3.2.1. Le droit de l'Union Européenne

L'article 3 du règlement européen n°1143/2014 du Parlement européen et du conseil du 22 octobre 2014 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes définit l'espèce exotique envahissante comme « *une espèce exotique dont l'introduction ou la propagation s'est révélée constituer une menace pour la biodiversité et les services écosystémiques associés, ou avoir des effets néfastes sur la biodiversité et lesdits services* ». Ce règlement constitue l'instrument juridique principal pour la gestion des EEE. Une brochure du Conseil de l'Europe expose la mise en place de la stratégie européenne relative aux EEE (Genovesi & Shine 2004).

Il fait suite à la Stratégie de l'UE en matière de biodiversité à l'horizon 2020 adoptée en 2011 (CE 2011). Il complète un dispositif morcelé qui se compose du règlement n°338/97 du 9/12/1996 et du Règlement 708/2007 relatif à l'utilisation en aquaculture des espèces exotiques et des espèces localement absentes. Le règlement de 2014 affiche comme

objectif de prévenir, réduire et atténuer les effets néfastes intentionnels ou non intentionnels de l'introduction et de la propagation des EEE. Le législateur européen a opté pour une approche hiérarchisée des priorités. Il contient une liste positive énumérative « *d'EEE considérées préoccupantes pour l'Union* ». Les critères de sélection de cette liste reposent sur l'impact et les coûts de gestion. Un règlement d'exécution du 13 juillet 2016 vient compléter le dispositif et identifie 37 espèces (23 espèces de faune comprenant neuf mammifères, trois oiseaux, deux poissons, un amphibien, un reptile, six crustacés et un insecte ainsi que 14 espèces de flore)⁵. En 2017 un nouveau règlement d'exécution ((UE) 2017/1263 du 12 juillet 2017) ajoute 12 espèces à cette liste dont 9 espèces de plantes, deux de mammifères et une espèce d'oiseau. Les états n'ont pas la possibilité de se prononcer sur chaque espèce mais seulement sur la liste globale présentée par la commission européenne ; ainsi la France s'est opposée en vain à l'inclusion de l'Ibis sacré dans cette liste. Il est prévu une mise à jour de la liste tous les 6 ans. Elle peut toutefois être complétée à la demande des Etats sur la base de nouvelles évaluations.

Le règlement retient des modalités d'action hiérarchisées selon le triptyque suivant : prévention/éradication/gestion en fonction du stade, de l'ampleur et du coût de gestion du caractère envahissant des espèces listées.

- ✓ Ainsi, si l'espèce identifiée comme étant envahissante à l'échelle de l'Union Européenne n'est pas présente sur le territoire d'un des Etats membres, celui-ci a pour obligation d'interdire les manipulations intentionnelles de l'espèce désignée. Il est également contraint d'élaborer un plan pour lutter contre les voies d'introduction et de propagation non intentionnelles de celle-ci. Cela nécessite de mettre en place des surveillances, de multiplier les contrôles lors de l'importation de marchandises et de développer les réseaux d'observateurs.
- ✓ Dès lors que l'Etat identifie l'apparition d'une EEE listée sur son territoire, il doit immédiatement en informer la Commission Européenne, le notifier à l'ensemble des autres Etats membres et prendre les mesures d'éradication le plus rapidement possible (art.16 à 18).
- ✓ Si l'EEE est déjà répandue sur le territoire d'un Etat, celui-ci doit prendre des mesures de gestion efficaces et proportionnées. Dans ce cadre, il est obligé de prendre des mesures de restauration des écosystèmes dégradés sauf si l'analyse coût avantage est disproportionnée, la charge de cette démonstration incombant à l'Etat.

Pour la doctrine, le règlement présente deux insuffisances majeures. D'une part, il n'insiste pas suffisamment sur l'approche en amont autrement dit sur l'importance d'agir sur le dysfonctionnement des écosystèmes dans lesquels les EEE s'implantent. De plus, la restauration ne vise que la réparation des dommages causés par l'envahissement. D'autre part, le règlement est trop évasif sur la communication appropriée quant aux politiques

⁵ Règlement d'exécution (UE) 2016/1141 de la Commission du 13 juillet 2016 adoptant une liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union conformément au règlement (UE) n° 1143/2014 du Parlement européen et du Conseil, JOUE L.189 du 14/07/2006, p.4-8. Voir annexe.

menées. Cette critique renvoie au caractère éthique de cette réglementation et met une fois de plus en lumière la nécessité de penser l'aspect communicationnel des politiques de gestion des EEE. De plus, il ne prévoit aucun mécanisme de financement dédié. Enfin, l'élaboration de ces listes d'espèces pose le problème des critères employés, qui selon Vanderhoeven et al. (2017) se résument souvent à des avis d'experts fonctionnant en circuit fermé (cf. infra).

3.2.2. Le droit français

Le droit français applicable aux EEE a été remanié par la loi du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages. Elle s'inscrit dans la continuité de la Stratégie nationale relative aux EEE lancée le 12 juillet 2016 (MEEM 2017), elle-même déclinée en 5 axes de travail et 12 propositions, qui fait elle-même suite aux assises nationales sur les EEE organisées en septembre 2014, dans la continuité de la Stratégie nationale pour la biodiversité 2011-2020 (MEDDE 2012)⁶.

Le droit français fait coexister six régimes quant à la gestion des espèces en France⁷ dont deux concernent directement l'introduction et la gestion des espèces exotiques envahissantes.

D'après l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (2003-2018), « La définition souvent admise d'une espèce exotique envahissante (EEE) est la suivante : « Une espèce exotique envahissante est une espèce allochtone dont l'introduction par l'Homme (volontaire ou fortuite), l'implantation et la propagation menacent les écosystèmes, les habitats ou les espèces indigènes avec des conséquences écologiques ou économiques ou sanitaires négatives » (UICN 2000, McNeely et al. 2001, McNeely 2001). Une autre définition acceptée est celle de la stratégie européenne relative aux espèces exotiques envahissantes : « espèce, sous-espèce ou taxon de rang inférieur, introduit hors de son aire de répartition naturelle, passée ou présente. L'introduction ou la propagation menace la diversité biologique. La définition inclue toutes les parties, graines, œufs ou propagules d'espèces de ce type qui pourraient survivre et se reproduire ». (Genovesi & Shine, 2003).

Le droit français ajoute des contraintes par rapport au règlement européen : il ajoute des espèces et des spécificités de gestion. En ce sens, le droit français se démarque du droit de l'Union Européenne dans la mesure où il prévoit un régime juridique pour les espèces indigènes envahissantes (article L411-4 du Code de l'environnement) en plus d'un régime

⁶ Voir annexe 3.

⁷ Cf. tableau p.308-310 tiré de Cans & Cizel (2017) (Annexe 2)

juridique pour les espèces exotiques envahissantes qui reprend, de manière incomplète, le droit de l'Union Européenne (article L411-5 du Code de l'environnement)⁸.

- **Le régime relatif aux espèces indigènes « problématiques »**

Ce régime est encadré par l'article L411-4 du Code de l'environnement. Il s'agit de la principale innovation du droit français par rapport au droit de l'Union Européenne. Il vise le contrôle de l'introduction dans le milieu naturel de spécimens appartenant à certaines espèces animales et végétales indigènes :

Est interdite l'introduction d'espèces indigènes dans le milieu naturel, qu'elle soit volontaire, par négligence ou par imprudence lorsqu'elle est susceptible de porter préjudice aux milieux naturels, aux espèces et aux usages associés de ces milieux. La liste des espèces est prise par arrêté du ministère chargé de l'environnement, et peut être complétée par le préfet de région. L'introduction d'une des espèces listées peut toutefois être autorisée par arrêté préfectoral pour des « motifs d'intérêt général » (article L411-4, II).

La liste des espèces concernées n'a pas encore été publiée mais elle inclurait des espèces dont les effectifs posent des problèmes de gestion. La liste provisoire mêle des espèces gibiers « susceptibles d'occasionner des dégâts » (Sanglier, *Sus scrofa*) et des espèces protégées (le Grand cormoran, *Phalacrocorax carbo*, de goélands, *Larus argentatus* et *L. michahellis* ainsi que le cygne tuberculé, *Cygnus olor*).

- **Le régime relatif aux espèces exotiques envahissantes**

Ce régime encadre l'introduction dans le milieu naturel des espèces exotiques envahissantes selon deux niveaux (article L411-5 et L411-6 du Code de l'environnement).

Au titre du premier niveau, est interdite l'introduction d'espèces non indigènes envahissantes dans le milieu naturel, qu'elle soit volontaire, par négligence ou par imprudence lorsqu'elle est susceptible de porter préjudice aux milieux naturels, aux espèces et aux usagers associés de ces milieux. La liste des espèces est prise par arrêté du ministère chargé de l'environnement⁹. L'introduction d'une des espèces listées peut toutefois être autorisée par arrêté préfectoral pour des « motifs d'intérêt général » (article L411-5, II du Code de l'environnement).

Au titre du second niveau, est interdite l'introduction sur le territoire national, ainsi que le transit sous surveillance douanière, la détention, le transport, le colportage, l'utilisation, l'échange, la mise en vente ou l'achat d'espèces exotiques envahissantes. Une autorisation d'introduction et de diffusion peut également être délivrée dans des conditions strictes.

⁸ Compte tenu qu'il s'agit d'un règlement, le législateur français n'a pas pour obligation de transposer le droit de l'Union dans l'ordre interne. Le règlement est d'application directe et il a force obligatoire.

⁹ Deux listes coexistent : une liste d'espèces animales non indigènes et non domestiques et une liste d'espèces végétales non indigènes et non cultivées.

Les espèces domestiques sont-elles envahissantes ?

Arrêté du 11 août 2006 fixant la liste des espèces, races ou variétés d'animaux domestiques paru au JO du 07 octobre 2006.

- Les espèces domestiques ne sont pas toujours associées au concept EEE, pourtant elles peuvent jouer un rôle important dans le phénomène. Tout d'abord, les zones connues de domestication sont restreintes comparées aux zones de présence actuelle de toutes ces espèces. En Europe de l'Ouest elles ont toutes été introduites. Dans le cas du cochon (*Sus domestica*), un enrichissement génétique à partir de sangliers (*S. scrofa*) locaux a eu lieu après l'arrivée des premiers individus domestiques mais cela ne semble pas avoir été le cas pour les autres mammifères domestiques, dont les ancêtres sauvages étaient absents de la zone, sauf l'aurochs (*Bos primigenius*), éliminé depuis. La présence des troupeaux domestiques a vite représenté une concurrence spatiale et trophique forte vis-à-vis des équivalents écologiques locaux. Les arbitrages ont plutôt dû avoir eu lieu en faveur des troupeaux domestiques. On peut ajouter que de nombreux animaux et sans doute de nombreux troupeaux redevenus sauvages, marrons, ont pu s'installer, aux dépens de la faune indigène. Des cas d'hybridation ont pu avoir lieu, les conséquences dépendant des effectifs relatifs des uns et des autres. On peut citer chèvre (*Capra hircus*) et bouquetin (*C. ibex*, *C. pyrenaicus*) (Alpes et Pyrénées), mouton (*Ovis aries*) et mouflon (*Ovis gmelinii*), porc et sanglier, chat domestique (*F. catus*) et chat forestier (*F. silvestris*), chien (*Canis domesticus*) et loup (*C. lupus*). Ces contacts de proximité, au pâturage ou lors des hybridations, sont également source démontrée d'échanges de microorganismes, dont certains potentiellement pathogènes et lourds économiquement parlant.
- On peut aujourd'hui constater que l'aurochs, ancêtre des bovins domestiques est éteint, comme les ancêtres des chevaux domestiques. La chèvre égagre (*C. aegagrus*) survit difficilement à l'est de la Méditerranée et l'ancêtre du mouton a peut-être disparu. Le chat forestier régresse partout où il est encore présent à la suite de la concurrence avec les chats domestiques, hybridation, transmission de microorganismes et concurrence écologique. Le chien exerce les mêmes pressions vis-à-vis de plusieurs espèces de canidés sauvages.
- Le sanglier représente un réservoir potentiel du virus de la maladie d'Aujeszky, de celui de la peste porcine classique, bientôt de celui de la peste porcine africaine qui arrive de Russie par l'est (plusieurs cas diagnostiqués dans des états membres de l'UE en 2017), de la bactérie responsable de la brucellose porcine et de celle de la tuberculose bovine.
- On retrouve des exemples proches chez les oiseaux avec le cas supplémentaires des canards appelants (*Anas sp.*) en France (virus influenza).
- La domestication a bien eu et a encore un impact sur la biodiversité par le caractère envahissant de ses pratiques.
- La domestication des abeilles domestiques (*Apis mellifera*) a conduit depuis 7000 ans à leur expansion numérique et à de nombreux échanges entre régions. Cette domestication a conduit à une augmentation de leur diversité génétique (Oldroyd 2012) mais aussi à une dispersion de leurs agents pathogènes. Le varroa (*Varroa destructor*), acarien parasite d'abord identifié à Java (1904) est aujourd'hui présent dans presque toutes les régions d'apiculture. Il existe un impact réel pour les hyménoptères sauvages.

A partir de quand une espèce peut-elle être considérée comme autochtone ?

La plupart des espèces exotiques naturalisées sont intégrées dans le fonctionnement des écosystèmes sans poser de problème mais, vis-à-vis de la réglementation, resteront toujours « exotiques ».

- Là aussi la subjectivité est de règle dans la réglementation. La Carpe commune a été introduite dans une partie de la France par les Romains, mais l'arrêté ministériel en préparation (2017) sur la lutte contre les EEE l'inclut. Par contre, ce même arrêté n'inclut pas les espèces de poissons introduites en France souvent au XXème siècle, qui représentent la majorité de la communauté piscicole (40 espèces !), et dont beaucoup pourraient être considérées comme envahissantes. L'Atlas des oiseaux nicheurs et hivernants de France (Issa & Muller 2015) considère l'Ibis sacré comme faisant désormais partie de l'avifaune française au même titre que l'Ibis falcinelle, mais le projet d'arrêté ministériel exige son éradication.
- La règle de l'année 1500 comme limite antérieure aux EEE adoptée par l'UICN se justifie par le début de la colonisation des pays ultramarins par les Etats européens, avec des conséquences majeures sur la biodiversité locale. Mais elle n'est pas adaptée à la situation européenne. Si les dates de colonisation ultramarine sont connues avec relativement de précision (historiques des expéditions financées par les Etats), on ne connaît que très peu de choses (comparativement à aujourd'hui) sur l'état des flores et des faunes sur une grande partie de la planète et même avant Linné en Europe ou Buffon en France (XVIIIème siècle), et les données restent très partielles jusqu'à la fin du XIXème siècle excepté pour quelques espèces d'intérêt économique ou sociologique (ex. le Loup). Les « flores » et « avifaunes » départementales de la fin du XIXème siècle restent souvent très imparfaites, et il a fallu attendre 1936 pour avoir un premier inventaire des oiseaux en France, d'ailleurs non exhaustif (Mayaud et al. 1936). Le baguage de quelques espèces d'oiseaux n'a commencé à exister timidement qu'à partir des années 1920. Difficile dans ces conditions de trancher sur le caractère allochtone ou autochtone de certaines espèces avant le XXème siècle, d'autant que les modifications bien documentées de l'avifaune française ne serait-ce que depuis les 50 dernières années sont considérables et doivent rendre prudentes les extrapolations passées, comme l'a démontré Laurent Yeatman (1971) dans son « histoire des Oiseaux d'Europe ».

4. Des exemples d'EEE

Plantes : De nombreuses espèces de plantes ont été introduites volontairement ou involontairement avec les activités humaines au cours de l'histoire. Quelques espèces posent de sérieux problèmes de gestion des écosystèmes, notamment dans les zones humides comme par exemple les jussies (*Ludwigia spp*), le Baccharis (*Baccharis halimifolia*), l'Eventail de Caroline (*Calomba caroliniana*), la Jacinthe d'eau (*Eichornia crassipes*), deux espèces de myriophylles (*Myriophyllum aquaticum* et *M. heterophyllum*), *Lagarosiphon major*, *Egeria densa*. Si les plantes aquatiques sont les plus abondantes dans la liste européenne des EEE préoccupantes pour l'UE, certaines espèces semblent manquer comme par exemple les renouées asiatiques (la Renouée du Japon - *Reynoutria japonica*, la Renouée de Sakhaline - *Reynoutria sachalinensis* et la Renouée de Bohême - *Reynoutria x bohémica*) qui posent des problèmes sérieux le long des cours d'eau. D'autres espèces posent des problèmes de gestion des infrastructures hydrauliques (*Amorpha fruticosa*). Les ambrosies et plus particulièrement l'Ambrosie à feuille d'armoïse et la Berce du Caucase posent des problèmes de santé humaine importants (respectivement allergies et brûlures).

Invertébrés : Quelques espèces d'invertébrés peuvent modifier l'organisation des écosystèmes comme plusieurs espèces d'écrevisses (Ecrevisse de Louisiane, *Procambarus clarkii*), ou la Pyrale du buis (*Cydalima perspectalis*) récemment apparue en France où elle dévaste les peuplements de Buis (*Buxus sempervirens*). Le Moustique tigre (*Aedes albopictus*) est vecteur de virus responsables de maladies graves (chikungunya, dengue). Cependant, bien que les insectes représentent environ un quart des espèces exotiques arrivant en Europe (Figure 3), seul le Frelon asiatique (*Vespa velutina nigrithorax*) est présent dans la liste des EEE préoccupantes pour l'UE et seulement deux espèces sont mentionnées parmi les espèces préoccupantes en France, la Coccinelle asiatique (*Harmonia axyridis*) et un termite d'origine américaine (*Reticulitermes flavipes*).



Mammifères : les quelques mammifères exotiques aujourd'hui présents sur le territoire national se partagent des histoires quelque peu différentes. Le Daim (*Dama dama*) et le Cerf sika (*Cervus nippon*) ont été introduits pour de raisons cynégétiques, le daim il y a plusieurs siècles, le sika nettement plus récemment (XIX^e siècle). Les espèces suivantes : Chien viverrin (*Nyctereutes procyonoides*), Raton-laveur (*Procyon lotor*), Ragondin (*Myocastor coypus*), Rat musqué (*Ondatra zibethicus*), Vison d'Amérique (*Mustela vison*) ont été introduites au moins en partie pour la fourrure, soit directement en France soit dans des pays proches. Echappés ou relâchés les animaux ont fait souche. Le Raton-laveur a probablement aussi bénéficié de sa position de mascotte dans certaines bases militaires nord-américaines installées en Europe occidentale. On commence à observer des espèces initialement introduites comme animaux de compagnie et retournées à l'état libre comme le Tamia de Sibérie (*Tamias sibiricus*) ou l'Ecureuil à ventre rouge (*Callosciurus erythraeus*).



Objectivement, les impacts de ces diverses espèces ne sont pas du même ordre de grandeur même si des estimations chiffrées restent rares et partielles. Il semble un peu paradoxal de parler d'EEE pour Daim et Sika par exemple au vu des tableaux de chasse associés, comparés à ceux des cervidés indigènes.

Les problèmes les plus importants se situent probablement au niveau de la trilogie Rat musqué - Ragondin - Vison d'Amérique, mais même pour ces trois espèces des chiffres représentatifs sont difficiles à appréhender. Il est plus facile de trouver le chiffre des coûts annoncés de lutte contre mais ce n'est pas la même chose.

Poissons : les introductions de poissons ont été faites à grande échelle dans le monde mais leurs effets ont été peu étudiés. L'exemple le plus célèbre concerne la Perche du Nil introduite dans le lac Victoria (*Latex niloticus*), qui possédait des centaines d'espèces endémiques de poissons dont près de la moitié ont disparu suite à cette introduction (Lockwood et al. 2013). L'introduction d'un salmonidé sur deux lacs andins aurait contribué à la disparition de deux Grèbes endémiques (Del Hoyo & Collar (2014)). Des cas de transmission de parasites aux poissons autochtones par des introductions de poissons allochtones ont également eu lieu à plusieurs endroits (Simberloff 2014).

Oiseaux : à l'échelle mondiale les impacts d'oiseaux introduits sont peu importants comparativement aux plantes, invertébrés et mammifères herbivores dans la mesure où ils impactent généralement peu les écosystèmes. Dans sa synthèse sur les impacts majeurs par les espèces envahissantes, Simberloff (2014) n'évoque que des cas limités de participation à l'extension de plantes envahissantes par zoochorie chez le Martin triste (*Acridotheres tristis*) et le Bulbul orphée (*Pycnonotus jocosus*), et des risques d'hybridation avec des espèces natives par le canard colvert (*Anas platyrhynchos*) et l'Erismature rousse (*Oxyura jamaicensis*). Chez les rapaces, le Grand-duc de Virginie (*Bubo virginianus*) aurait participé à l'extinction d'une tourterelle des îles Marquises (Del Hoyo & Collar (2014)).

5. Origines des introductions

Les origines des introductions volontaires ou involontaires sont multiples et le plus souvent liées à l'activité économique : agriculture, aquaculture, transports, commerce d'espèces exotiques... Ainsi les jardineriers et les pépiniéristes sont des sources importantes d'espèces végétales. La lutte biologique contre des espèces considérées « nuisibles » représente une des raisons pour lesquelles des espèces exotiques ont été introduites à travers la planète. Les conséquences ont souvent été désastreuses. C'est le cas de la Petite mangouste indienne (*Urva auropunctata*) introduite sur de nombreuses îles tropicales (Martinique et Guadeloupe par exemple) pour lutter contre les rats (Rat noir, surmulot), eux-mêmes introduits accidentellement, du Crapaud bœuf d'origine sud-américaine (*Rhinella marina*) en Australie (Martinique et Guadeloupe également), officiellement introduit pour lutter, sans aucun succès, contre un insecte parasite de la canne à sucre et d'un escargot carnivore (*Euglandina rosea*) introduit pour lutter contre une Achatine africaine (*Lissachatina fulica*) introduite avant lui et qui a en fait éliminé des dizaines d'espèces de gastéropodes terrestres et arboricoles endémiques, par exemple des partulines (*Partulina* sp. et *Achatinella* sp.) d'archipels entiers, là où ces deux mollusques avaient été successivement introduits (Williamson 1996).

6. Quantification du problème à l'échelle de l'UE et de la France

En passant d'exemples d'espèces exotiques envahissantes à leur dénombrement statistique dynamique sur longue période, on gardera à l'esprit l'impossibilité relative à faire la part des choses, dans les évolutions enregistrées, entre ce qui relève de l'augmentation dans la nature et ce qui relève de l'intensification de la pression d'observation sur les espèces. Il est préférable de considérer les chiffres ci-dessous avec la précaution qui consiste à voir aussi dans l'accélération actuelle de l'« invasivité », le résultat d'une focalisation de l'attention sur les dénombrements de populations, leur répartition et les conséquences que l'on peut tirer de cette relative nouvelle couverture statistique de la diversité biologique. Les connaissances sur l'« invasivité » naissent aussi de l'émergence de certaines espèces envahissantes comme problème public (Gramaglia 2010), et de la systématisation des données naturalistes depuis les années 1980 avec en France l'émergence progressive de l'INPN et aussi la création de listes d'espèces spécifiques comme DAISIE.

Compte tenu de cette lecture circonspecte des évolutions des EEE, on note qu'au niveau global le nombre d'espèces exotiques, mais pas forcément envahissantes, enregistrées par continent ne cesse d'augmenter depuis le XVI^e siècle jusqu'en 2000 (au-delà les données sont probablement incomplètes). Presque tous les groupes taxonomiques montrent un taux constant d'introduction (pas de signe de ralentissement) ou une augmentation (Figures 1 et 2). Les seules exceptions sont les mammifères avec une diminution du taux d'augmentation à partir des années 1950 (données globales, Seebens et al. 2017)

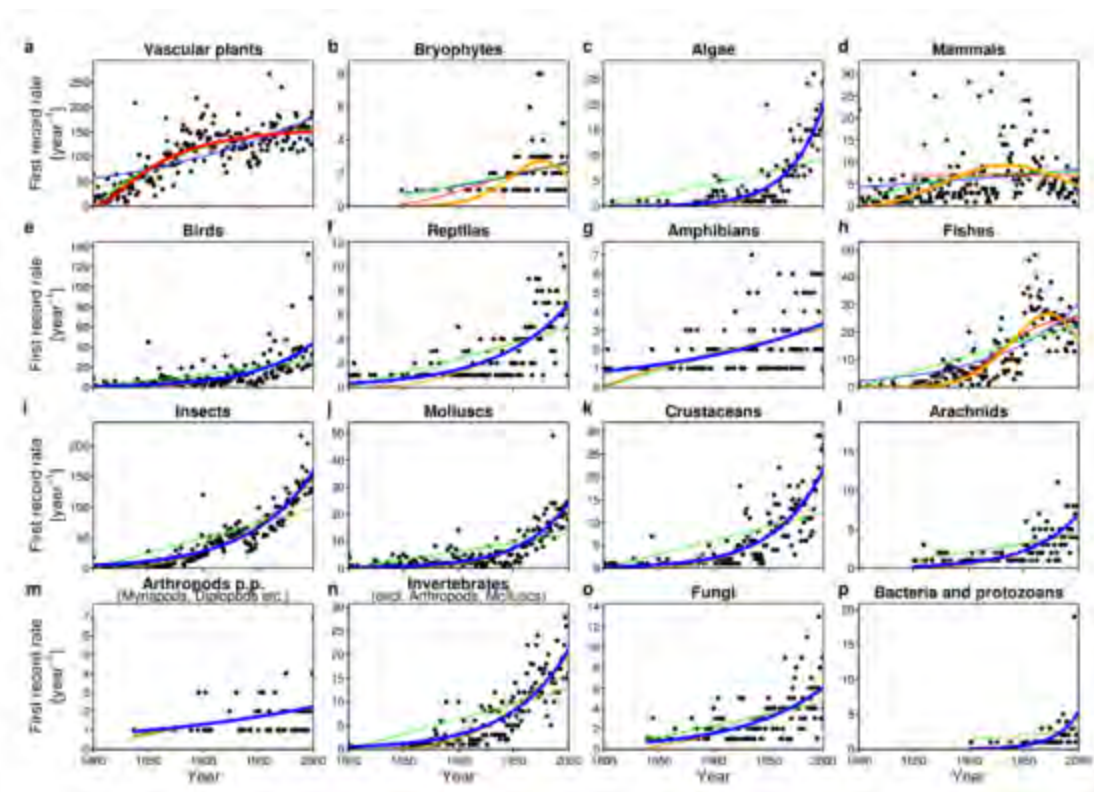


Figure 1. Tendances (lignes) de l'évolution du nombre d'espèces nouvelles recensées par région pour les différents groupes taxonomiques (Seebens *et al.* 2017, Supplément)

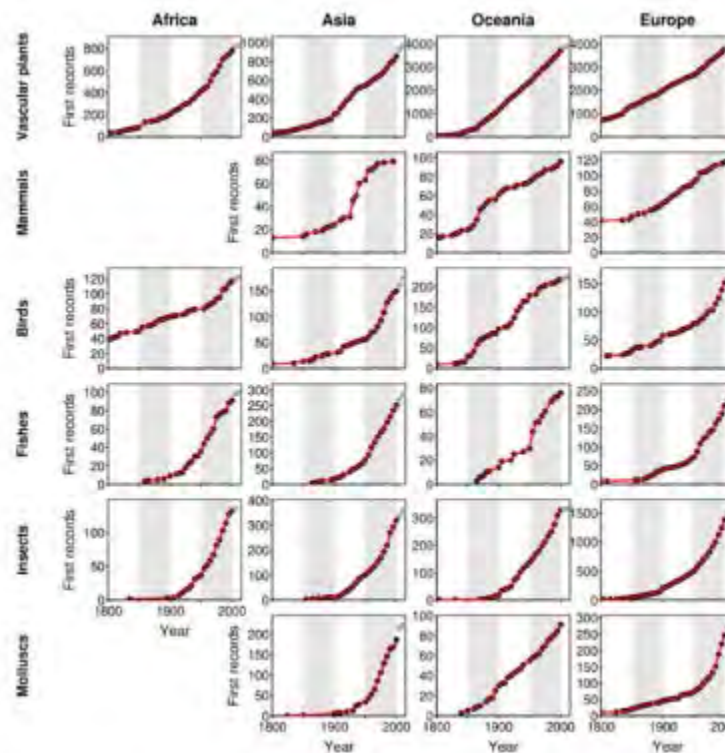


Figure 2. Nombre cumulé d'espèces exotiques pour différents groupes taxonomiques. La tendance est indiquée par une moyenne mobile avec une fenêtre de 25 ans (ligne rouge) ; les bandes grises et blanches correspondent à des périodes de 50 ans (extrait de Seebens et al. 2017, Supplément)

L'accélération de la vitesse des transports et de l'intensité des échanges commerciaux, des voyages dans la deuxième moitié du XX^e siècle explique cette augmentation des échanges d'espèces dans le monde (Hulme 2009) et la forte augmentation des introductions d'espèces (Lin et al. 2007, Westphal et al. 2008, Pyšek et al. 2010a, Seebens et al. 2017). D'autres facteurs jouent également comme le climat (Lin et al. 2007) mais ils correspondent davantage au succès des espèces introduites et jouent peu sur leur introduction.

La richesse d'espèces introduites naturalisées à l'échelle mondiale est plus importante dans les îles que sur les continents, notamment celles densément peuplées par l'Homme et au climat chaud, ainsi que les zones côtières. Il y a de très grandes différences entre taxons, les mammifères et les plantes arrivant très largement en tête, secondairement les araignées, insectes, poissons et batraciens, tandis que les oiseaux et les reptiles arrivent très loin derrière (Dawson et al. 2017, Figure 3).



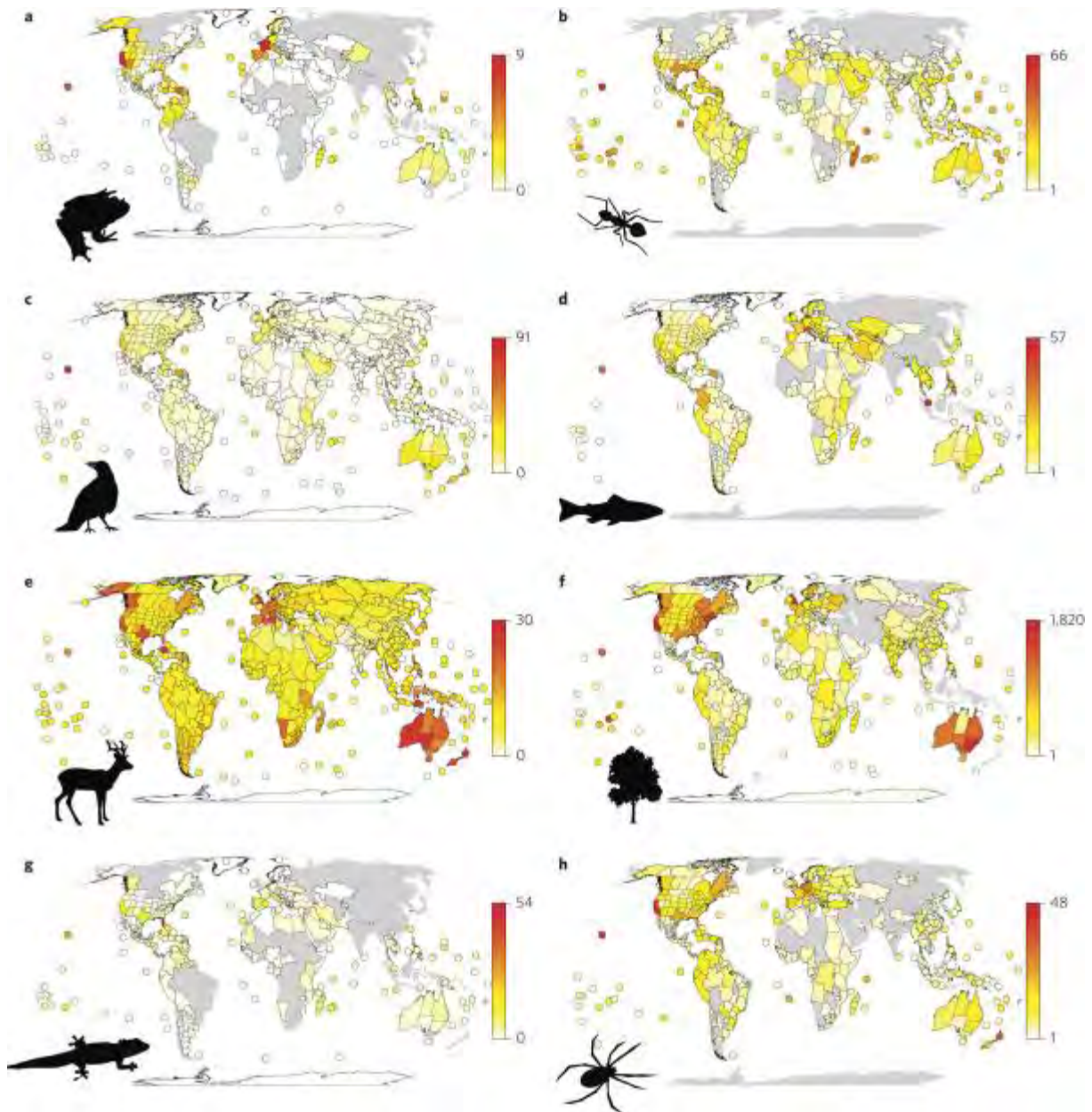


Figure 3. Points chauds « Hotspots » de la richesse en espèces introduites naturalisées dans le monde par taxon (Dawson et al. 2017).

6.1. Combien d'espèces exotiques arrivent en Europe et d'où viennent-elles (EEE) ?

12 122 espèces allochtones sont identifiées en Europe dans l'inventaire DAISIE (2018) dont 55% de plantes terrestres, 23% d'invertébrés terrestres, 8% d'organismes marins et 7% de champignons (Figure 4). La France, le pays le plus vaste d'Europe, est le troisième pays pour le nombre d'espèces exotiques identifiées avec 2623 espèces (après la Grande-Bretagne : 3254 et la Belgique : 2633) (DAISIE 2018). Les autres pays avec plus de 2000 espèces exotiques identifiées sont l'Italie (2236), la République tchèque (2063) et l'Allemagne (2016).

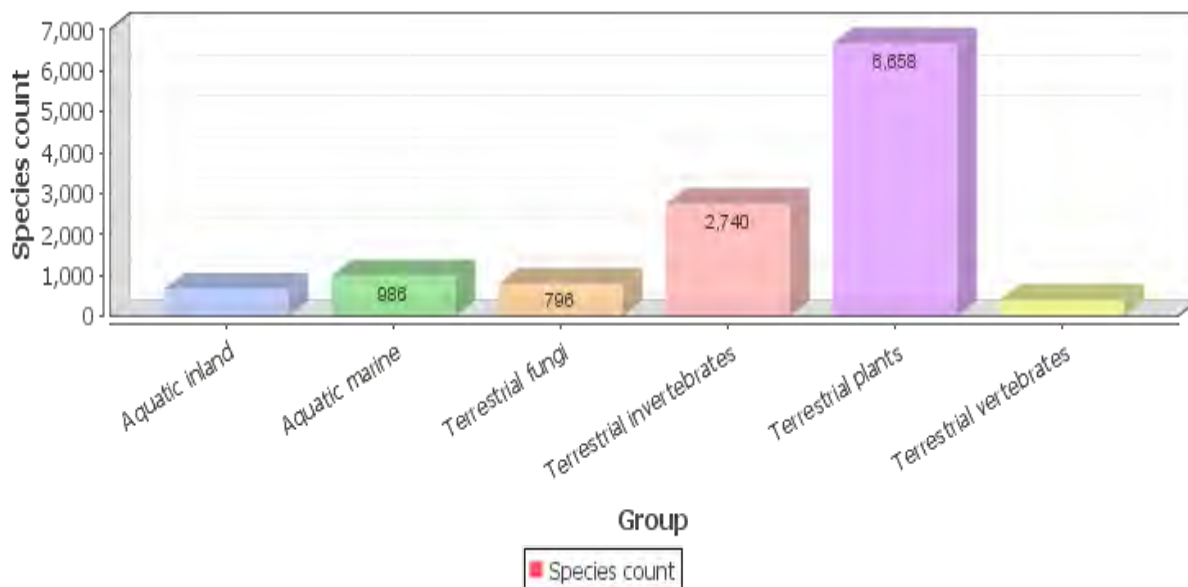
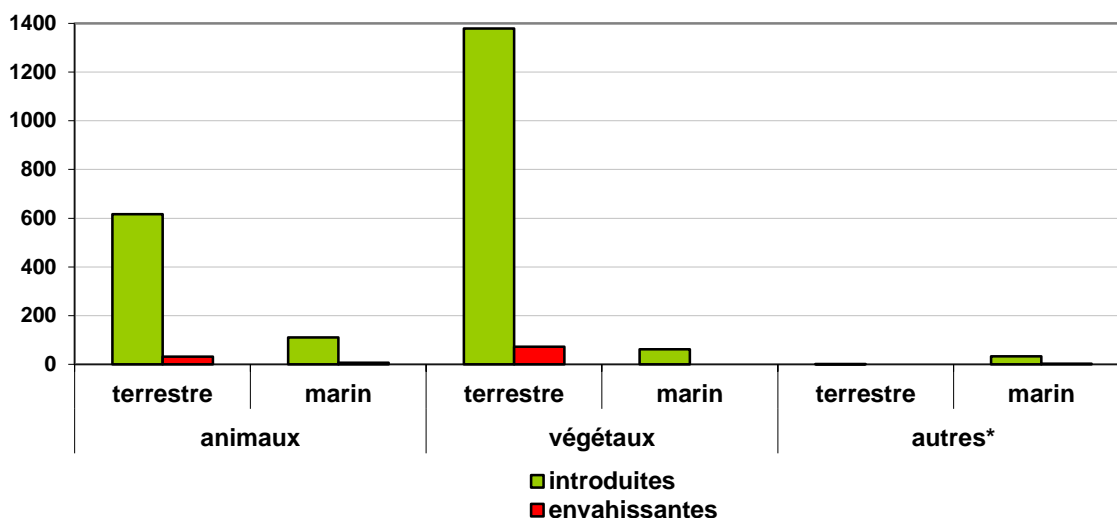


Figure 4. Nombre d'espèces, pour chaque groupe environnemental, qui ont été classées comme exotiques dans au moins une partie de l'Europe (DAISIE 2009.).

En 2013, l'Inventaire National du Patrimoine Naturel a identifié au moins 2 201 espèces introduites en métropole, 91 % étant continentales (terrestres et aquatiques) et 9 % marines (Figure 5). 111 d'entre elles sont considérées comme envahissantes (5 %), dont 72 espèces végétales continentales, 31 espèces animales continentales et 6 marines (MNHN (INPN) 2013 cité par MTES 2018).

Nombre d'espèces introduites et envahissantes en France métropolitaine



Source : MNHN (INPN), 2013.

Figure 5. Nombre d'espèces introduites considérées comme envahissantes en France (source MTES 2018).

Les espèces exotiques progressent en France comme le montre l'analyse de Touroult et al. (2016) du taux d'augmentation du nombre d'espèces exotiques par département (Figure 6).

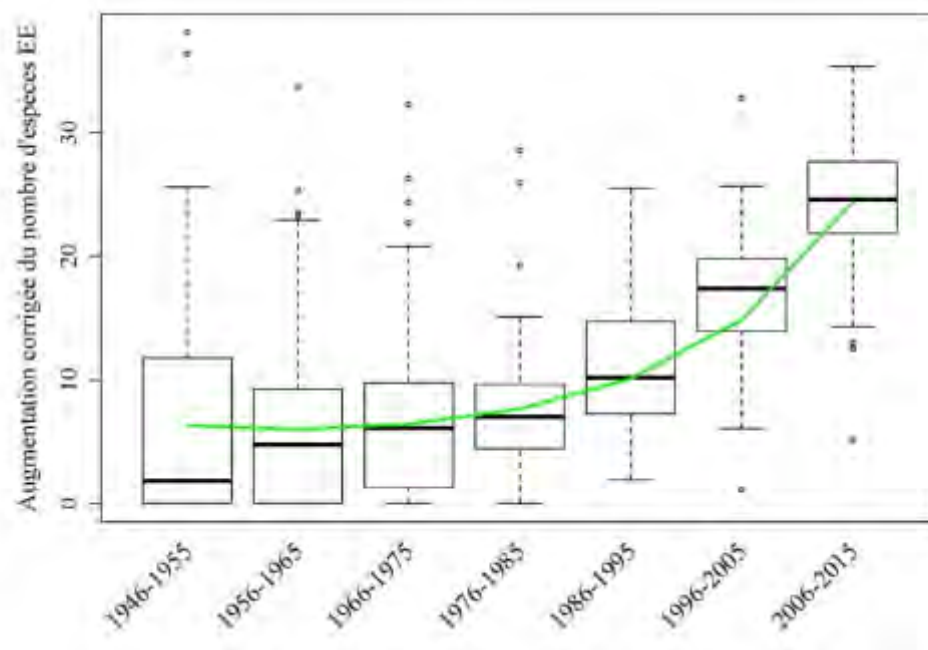


Figure 6. Représentation de l'augmentation du nombre d'espèces exotiques par département (en France) sous la forme de l'accroissement moyen par période de 10 ans. L'ensemble est calculé sur un panel de 84 espèces (50 de flore et 34 de faune) dont 37 jugées préoccupantes à l'échelle européenne (Touroult *et al.* 2016).

6.2. Devenir des espèces introduites (combien deviennent envahissantes) ?

L'établissement dans un nouveau territoire suit plusieurs étapes correspondant à des barrières à leur expansion (Figure 7).

- Une fois introduite (barrière de dispersion franchie) une espèce peut survivre et franchir ainsi la barrière environnementale.
- Lorsqu'elle se reproduit sur son nouveau territoire (barrière de reproduction) elle est considérée comme « acclimatée ».
- L'espèce est considérée comme « naturalisée » lorsqu'elle se disperse et se reproduit de façon autonome après un délai variable selon les auteurs (entre 10 et 25 ans, Brun 2007).
- Quelques espèces naturalisées prolifèrent et deviennent envahissantes. Elles peuvent d'abord proliférer sur des habitats perturbés par les activités humaines et établir des populations importantes. Dans un deuxième temps une partie de ces espèces colonise les habitats naturels posant les problèmes environnementaux les plus aigus.

Seule une fraction des espèces franchit chaque étape et quelques espèces seulement deviennent envahissantes. Une règle empirique (la « règle des 3 X 10 », Williamson & Brown 1986, Williamson 1996) propose qu'environ 10% seulement des espèces franchit chaque étape : 10% des espèces introduites s'établissent avec succès, parmi ces dernières, 10% deviennent naturalisées, dont 10% deviennent envahissantes. Cette règle empirique a été

critiquée et testée par différents auteurs (Jeschke and Strayer 2005; Jeschke 2008) mais reste globalement un concept utile (Rodriguez et al. 2013) pour souligner qu’une fraction seulement des taxons introduits deviennent envahissants et génèrent des impacts sur la biodiversité, l’économie ou la santé. Les proportions d’espèces considérées comme envahissantes peuvent largement varier d’un groupe à l’autre et en fonction du contexte écologique mais aussi en fonction du critère retenu pour caractériser le caractère « envahissant ». La proportion d’espèces exotiques devenant envahissante semble plus faible chez les plantes que chez les vertébrés et parmi ces derniers que les mammifères ont un plus grand taux de succès que les oiseaux (Jeschke 2008, 2009). En Europe, selon l’inventaire DAISIE de 2009, sur les 10822 espèces allochtones présentes en Europe environ 10% étaient connues pour avoir un impact écologique (cette proportion correspond à la règle des 3 X 10 puisque elle ne prend en compte que les espèces naturalisées).

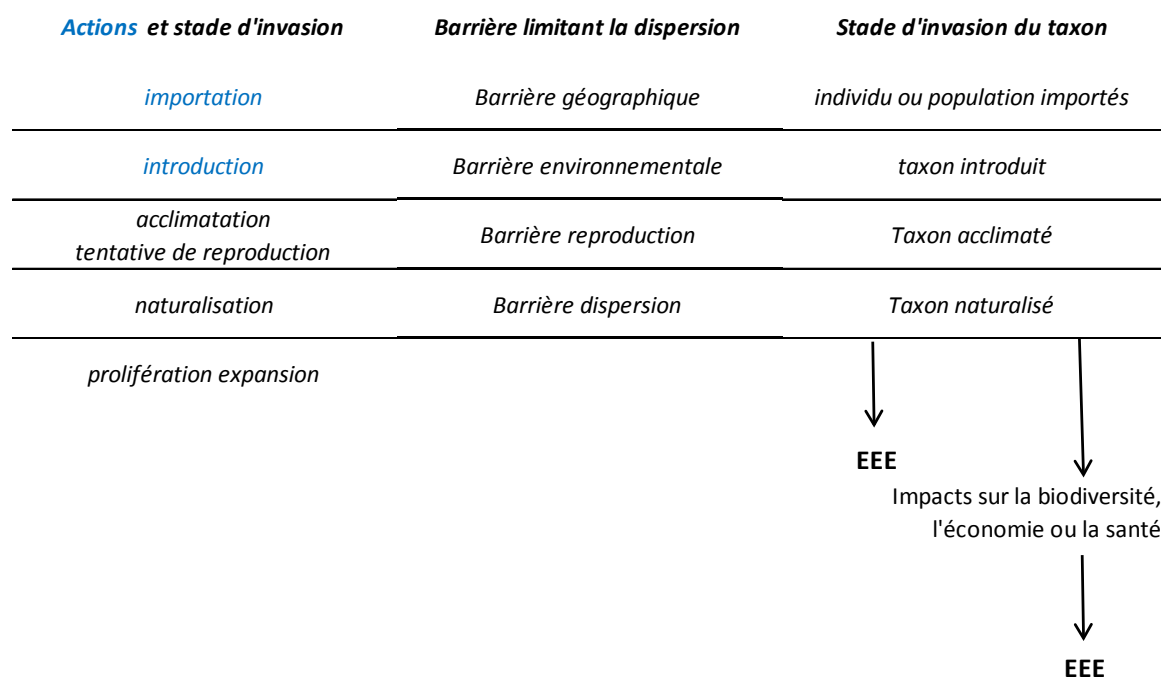


Figure 7. Schéma illustrant les stades d’invasion d’une espèce ; EEE= Espèce Exotique Envahissante (d’après Richardson *et al.* 2000, Goudard 2007 cités par INPN 2003-2018).

Au moins deux mécanismes sous-tendent les traits d’histoire de vie des espèces : leur potentiel de prolifération et la vulnérabilité des écosystèmes récepteurs. Ces deux aspects de la biologie de l’invasion interagissent, la perte des habitats naturels ou leur perturbation facilitant la dynamique des populations des espèces exotiques par divers mécanismes (Didham et al. 2007). La perturbation des habitats peut ainsi permettre l’établissement de populations abondantes d’espèces exotiques et leur donner un avantage numérique sur les espèces indigènes. Dans d’autres cas, la modification des habitats peut modifier le mode d’action ou la réponse fonctionnelle des espèces exotiques pour leur donner un avantage disproportionné à leur abondance.

Pour une partie des espèces exotiques envahissantes, des mécanismes de contrôle de leur dynamique de populations se mettent en place au bout de quelque temps et leur abondance

régresse alors fortement. Ainsi, le doryphore (*Leptinotarsa decemlineata*), originaire du Colorado, qui a été une préoccupation majeure en Europe dans une grande partie du XX^e siècle est presque devenue une curiosité entomologique. Il sévit cependant toujours dans d'autres régions du Monde. La régression du Doryphore n'est pas due aux nombreux moyens de lutte mis en place, ni aux modifications du paysage mais serait à imputer à une évolution génétique propre aux populations d'Europe occidentale (Fraval 2001).

La Caulerpe (*Caulerpa taxifolia*) apparue en 1984 en Méditerranée occidentale a rapidement colonisé les côtes souvent au détriment des posidonies (*Posidonia oceanica*). A partir de 2007, les surfaces envahies ont diminué en quelques années (80% de réduction en 2011, Albouy 2017) pour des causes qui restent hypothétiques.

A long terme l'intégration dans les écosystèmes des EEE est la plus probable mais celle peut être précédée par des impacts irréversibles sur la biodiversité.

6.3. Espèces EEE préoccupantes en Europe et en France (OM et métropolitaine):

Selon l'inventaire DAISIE de 2009, sur les 10822 espèces allochtones présentes en Europe seules 1094 (10%) étaient connues pour avoir un impact écologiques et 1347 (12%) un impact économique. L'étude d'impact du Règlement UE 2014 a porté le nombre d'EEE à 1500, soit 14% des espèces allochtones, toutefois sans hiérarchiser l'ampleur des impacts.

Parmi ces espèces, la Commission européenne a adopté une liste de 49 espèces exotiques envahissantes (EEE) préoccupantes pour l'Union européenne (règlement d'exécution 2016/1141 et 2017/1263). Cette première liste, respecte les critères du règlement européen n° 1143/2014 du Parlement européen et du Conseil. Cette liste de 49 espèces (Annexe 1) comprend 23 espèces de plantes exotiques envahissantes dont 6 sont absentes du territoire européen), 11 de mammifères, 6 de crustacés, 4 d'oiseaux, 2 de poissons et seule espèce d'insecte et d'amphibien.

Mais aussi bien dans la liste des 1500 espèces exotiques envahissantes que dans celle des 497 jugées préoccupantes pour l'UE, l'appréciation des impacts est objectivement très difficile. La liste des espèces préoccupantes en Europe est le résultat d'une négociation entre les états et peut-être d'un souci de limiter les budgets nécessaires pour s'acquitter des obligations de contrôler ces espèces. Ainsi le Vison d'Amérique, une menace majeure pour le Vison d'Europe en France, n'a pas été inscrit sur la liste à la demande du Danemark qui a d'importants élevages de cette espèce (Albouy 2017) dont l'élevage génère en Europe plus de 7200 emplois directs (Wittman & Fores-Ferrer 2015).

L'enquête du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD) menée en France à la demande du Ministère de l'Environnement de 2009 à 2013 (Wittman & Fores-Ferrer, 2015), basée sur 200 contributeurs de 66 organismes, montre que sur les 600 EEE présentes en France, dont 1/3 en métropole et 2/3 outre-mer, un tiers sont préoccupantes (86/245= 35% en outre-mer et 83/272 =30% en métropole). Parmi les 51 espèces les plus

préoccupantes et/ou seulement préoccupantes mais étendues en métropole, 40 sont des plantes (77%), en premier lieu les renouées, les jussies et l'Ambroisie. Les autres groupes viennent très loin derrière : 3 écrevisses américaines, 2 poissons (Poisson-chat et Perche-soleil), 3 mammifères (Ragondin, Rat musqué et Vison d'Amérique), 2 mollusques (Crépidule et Huître creuse du Pacifique), 1 reptile (Tortue de Floride) et 1 insecte (Frelon asiatique). Aucun oiseau ne figure dans cette liste (sur les 16 espèces introduites et naturalisées en France selon Thévenot 2014).

La liste des espèces jugées seulement préoccupantes retient 33 espèces en métropole française, dont 63,6% de plantes (dont le Mimosa), 12,1% d'oiseaux (Oulette d'Égypte, Bernache du Canada, la Perruche à collier et l'Ibis sacré), 9% de mammifères (l'Ecureuil à ventre rouge, le Tamia de Sibérie et le Surmulot), 6% d'insectes (Termites, Frelon asiatique), et à égalité 3% pour les champignons (Chancre coloré du Platane), les mollusques (Moule zébrée), et les poissons (Carpe commune).

6.3.1. Origine des espèces préoccupantes en France métropolitaine

Parmi les 51 espèces les plus préoccupantes (ou préoccupantes mais les plus étendues) en France retenues par Wittman & Fores-Ferrer (2015), 48% sont originaires d'Amérique du Nord, 19,2% d'Amérique du sud ou centrale, 19,2% d'Asie, 3,8% d'Océanie, 1,9% d'Afrique du Sud, auxquelles s'ajoutent une espèce méditerranéenne (Europe-Afrique du nord) et une du Caucase (frontière Europe-Asie). Les espèces jugées seulement préoccupantes proviennent à 34,4% d'Asie, 22,9% d'Amérique du Nord, 16,7% d'Afrique et autant d'Europe, 6,25% d'Océanie et 3,1% d'Amérique du sud. Cette répartition (et notamment l'origine très faible de l'Afrique et de l'Europe pour les espèces les plus préoccupantes) confirme que le risque représenté par une espèce exotique de devenir envahissante est probablement lié à son éloignement biogéographique et notamment aux barrières naturelles qu'elle n'aurait pas pu franchir au cours de l'évolution (océans, montagnes, distance) en fonction de ses capacités propres de dissémination, et par conséquent à la forte probabilité de se retrouver dans un écosystème et/ou une communauté d'espèces très différents de celle de son origine géographique.

7. Impacts des EEE

Les espèces exotiques envahissantes, par leur prolifération, génèrent de multiples impacts impliquant la structure et le fonctionnement des communautés végétales et animales. Les impacts diffèrent selon qu'il s'agisse d'EEE opportunistes ou dominantes (Branquart & Fried 2016).

- Les EEE opportunistes ont chez les plantes des taux de croissance élevés pouvant bénéficier des perturbations de l'environnement et d'apports de nutriments (eutrophisation), une maturité sexuelle précoce, une forte fécondité, une longévité

réduite et souvent une taille faible. Elles montrent une faible sélectivité de leur habitat et se développent surtout dans des milieux transformés par les activités humaines. Les animaux opportunistes ont un large spectre alimentaire, une tendance au grégarisme avec souvent des comportements coopératifs.

- Les EEE dominantes ont des profils plus difficiles à définir mais présentent des traits qui leur donnent un avantage compétitif dans des milieux naturels ou semi-naturels où la compétition est forte. Les plantes exotiques envahissantes compétitives sont souvent de grande taille, monopolisant l'espace, avec la formation de massifs clonaux (renouée du Japon par exemple), des organes souterrains développés permettant de stocker des réserves. Certaines produisent des composés chimiques qui les rendent impropres à la consommation des herbivores et/ou faisant dépérir les plantes voisines. D'autres peuvent fixer l'azote atmosphérique leur donnant un avantage compétitif important (par ex Robinier faux-acacia). Les EEE animales compétitives sont souvent plus grandes que leurs congénères et possèdent des caractéristiques physiologiques ou comportementales leur donnant un avantage. Cela peut être encore accentué par l'absence des espèces réservoirs ou hôtes intermédiaires de leurs parasites dans le nouvel habitat. C'est un avantage important bien démontré chez certains poissons de l'océan Pacifique déplacés des Marquises à Hawaï (Vignon 2009).

La nature et l'intensité des impacts des EEE sont très variables selon les situations. Il ne faut pas oublier que d'autres perturbations existent presque toujours dans les mêmes écosystèmes et qu'il est souvent malaisé de distinguer le rôle particulier de chaque facteur. On distingue trois grands types d'impacts : écologiques, économiques et sanitaires.

7.1. Impacts écologiques

Les impacts écologiques des EEE sont multiples, les plus généralisés étant la réduction de la biodiversité par la dominance (compétition) ou la prédation des espèces indigènes et l'altération de la structure et du fonctionnement des écosystèmes. La dominance est souvent favorisée par des excès de nutriments. Ces impacts sont similaires entre espèces envahissantes exotiques ou indigènes. Certains impacts sont plus subtils, des plantes exotiques envahissantes (balsamine de l'Himalaya, Renouée du Japon, ...) peuvent accaparer les insectes pollinisateurs, limitant la fertilité des espèces indigènes.

Les espèces animales envahissantes sont souvent très efficaces pour accaparer les ressources, sont agressives et peuvent repousser voire dévorer leurs concurrents, et défendent leur territoire ou leurs sites de nidification. Les prédateurs peuvent réduire l'abondance de populations de proies et ainsi augmenter le risque d'extinction des espèces indigènes menacées.

L'hybridation avec les espèces indigènes peut être un risque pour des espèces endémiques et/ou en faible effectif (par exemple les truites américaines avec les truites endémiques en

Europe et du bassin méditerranéen, Erismature rousse (*Oxyura jamaicensis*) et l'Erismature à tête blanche (*O. leucocephala*).

Les EEE sont considérées comme la 5ème cause de perte de biodiversité au niveau mondial par l'UICN mais le rôle des EEE reste faible relativement aux autres causes de déclin de la Biodiversité (Figure 8). Cependant, il y a peu d'analyses précises sur les causes d'extinctions des espèces. Une analyse de plus de 18 000 espèces (UICN 2003, Gurevitch & Padilla 2004) montrait que pour moins de 6% des espèces menacées les effets directs et indirects des EEE étaient mentionnés. De même pour les 762 espèces documentées comme éteintes du fait des activités humaines, moins de 2% mentionnaient les EEE comme une cause.

Une part disproportionnée des extinctions d'espèces concernent des faunes et flores endémiques, isolées sur des îles (Antilles, Océan Indien, Pacifique), et leurs situations ne peuvent pas être généralisées au reste du monde, contrairement à d'autres menaces comme la destruction des habitats, les prélèvements excessifs (pêche, chasse), les pollutions. En France il convient donc de différencier la métropole de l'outre-mer, et parmi celle-ci les différentes collectivités concernées qui correspondent chacune à une situation différente. Il convient aussi de différencier les catégories d'êtres vivants tant du côté des EEE que du côté des espèces menacées (cf. points précédents).

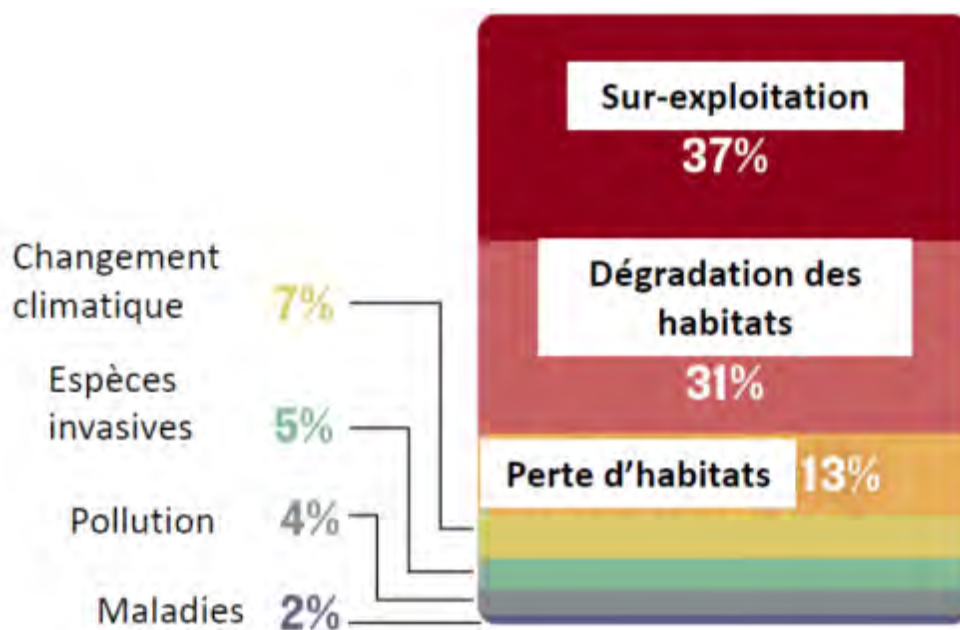


Figure 8. Principales menaces sur la biodiversité (Monastersky *et al* 2014). Les données sont extraites de l'analyse des menaces, assignées en 7 catégories, pour 3430 populations dans le cadre du Living Planet Index (WWF-International 2014).

Il est très difficile de mesurer le degré d'impact exercé par une EEE sur d'autres espèces. Toutes les espèces, y compris natives, exercent obligatoirement avec les autres espèces (et pour leurs propres congénères) une compétition pour les ressources (espace occupé, ressources trophiques), et pour les prédateurs un prélèvement direct sur les espèces proies. Les conditions abiotiques jouent évidemment un grand rôle dans la disponibilité des

ressources et sur les causes de mortalité, variables spatio-temporellement. Les fluctuations d'effectifs et d'aires géographiques sont la règle, la stabilité n'existe pas.

Il est vrai néanmoins que retirer des EEE sur de petites îles qui semblaient « à l'équilibre », comme cela a déjà été fait, a permis d'assister à des récupérations spectaculaires d'espèces locales manifestement très impactées par ces EEE mais dont la prédation n'était plus perçue, par exemple à Zembretta, Tunisie (Bourgeois et al. 2013) ou à Campbell Island, Nouvelle-Zélande (McClelland 2011).

Mesurer l'impact d'une EEE sur d'autres espèces implique de pouvoir différencier le rôle respectif de tous les facteurs en cause dans la dynamique des populations, ce dont on n'est que très rarement capable, y compris pour les espèces natives : par exemple quel est l'impact de la Mésange bleue (*Cyanistes caeruleus*) sur les écosystèmes et les autres espèces ? On n'en sait rien. Même chose pour les 34 espèces allochtones d'oiseaux qui se sont établies naturellement en France, pour lesquelles on ne se pose même pas la question. Condamner une espèce exotique uniquement d'après son régime alimentaire parce qu'elle a été introduite est discutable. L'origine exotique ne doit pas être un argument suffisant, sauf si l'on est adepte de la pureté des flores et faunes originales (notion de bioxénophobie, Rémy & Beck 2008, Davis et al. 2011). Il est symptomatique de constater que les motifs ayant permis de considérer les 4 espèces d'oiseaux dans la liste des espèces exotiques préoccupantes en France (mais pas très préoccupantes) (Annexe 4) paraissent scientifiquement très mal établis. Par exemple l'UICN (2017) ne retient pas l'ibis sacré dans sa liste des 100 espèces envahissantes les plus problématiques.

Par contre, on a plus d'indications sur les tendances lourdes pesant sur les espèces menacées, et sur la phase ultime représentée par leur disparition.

7.1.1. Menaces représentées par les EEE sur les plantes –

Il y a peu d'analyses de synthèses sur les effets des plantes exotiques envahissantes sur les écosystèmes. Deux méta-analyses (Vilà et al. 2011, Pyšek et al. 2012) montrent que les plantes exotiques ont une grande diversité d'impacts à différents niveaux d'organisation des écosystèmes : au niveau des espèces (fitness, croissance), des communautés de plantes (production, recouvrement, densité, diversité, ...), des espèces animales (reproduction, survie, croissance), des communautés animales (biomasse, densité, diversité, pâturage, prédation, mobilité), des écosystèmes et des cycles biogéochimiques (stocks et disponibilité du carbone et de l'azote et du phosphore notamment mais aussi risque d'incendie). L'ampleur et la direction des modifications causées par les plantes exotiques envahissantes varient très largement selon le contexte (espèces exotiques X espèces indigènes X écosystème) et la forme de croissance des plantes. En général, les plantes exotiques tendent à diminuer la diversité des communautés et à augmenter leur biomasse. Les effets sur la faune dépendent en partie de leur utilisation des espèces exotiques (consommation, habitat, ..). Cependant la compréhension des impacts des plantes exotiques est limitée à quelques

espèces (Pyšek et al. 2010b). Par exemple, une étude des impacts de 3 espèces de plantes exotiques envahissantes, *Hydrocotyle ranunculoides*, *Ludwigia grandiflora* et *Myriophyllum aquaticum* sur 32 mares (Stiers et al. 2011) a montré (1) une tendance générale à la diminution de la richesse spécifique des plantes indigènes mais avec un impact dépendant de l'espèce et lié aux formes de croissance (submergée, flottante, émergente) et (2) une forte corrélation négative entre le recouvrement des plantes exotiques envahissantes avec l'abondance des invertébrés associée à une modification de la composition des communautés, notamment une quasi absence des éphémères.

Ces deux méta-analyses divergent sur la comparaison entre les écosystèmes des îles et des continents. Pour Vilà et al. (2011) les impacts des plantes exotiques sur la flore et la végétation ne semblent pas différer entre les îles et les écosystèmes continentaux. Contrairement aux oiseaux, jusqu'à présent peu d'extinctions d'espèces indigènes sur les îles semblent pouvoir être imputées aux espèces exotiques envahissantes (Sax & Gaines 2008). Inversement pour Pyšek et al. (2012) les plantes exotiques envahissantes ont une probabilité plus élevée d'avoir des impacts significatifs sur la flore et la faune indigène sur les îles que sur les continents. Ces différences peuvent être dues à des sélections différentes des travaux publiés mais soulignent les lacunes dans la compréhension des impacts des plantes exotiques envahissantes.

7.1.2. Menaces représentées par les EEE sur les oiseaux

Deux études récentes de BirdLife permettent de mesurer l'impact des EEE sur la disparition des espèces d'oiseaux au niveau mondial depuis 1500 : Stattersfield & Caper (2000) et Del Hoyo & Collar (2014, 2016).

Sur les 128 espèces disparues recensées dans le premier travail, les espèces envahissantes sont au moins partiellement suspectées (parallèlement à d'autres causes majeures comme les pertes d'habitat, chasse, prélèvement d'œufs, maladies...) dans 53 cas (41%), mais avec beaucoup de suppositions car on ne sait rien sur 34 espèces (64% !), les suppositions ne résistent parfois pas à l'analyse des faits. Les EEE (réelles ou supposées, seules ou à plusieurs) qui ont contribué à ces disparitions sont les rats (43,4%), les chats (13,2%), les moustiques vecteurs de maladies (9,4%), les chiens (7,6%), les chèvres (3,8%), tandis que la Petite mangouste indienne, un serpent, une truite et une tortue sont citées une seule fois (1,9%), de même qu'un seul oiseau, le Grand-Duc de Virginie (*Bubo virginianus*) suspecté d'avoir contribué aux Marquises à la disparition d'une tourterelle, le Ptilope de Mercier (*Ptilopus mercierii*), parallèlement aux rats, chats, chasse et destruction d'habitat. Or on sait que la chasse (droit acquis lors de la Révolution) et le braconnage ont joué un grand rôle dans la disparition des oiseaux sur les îles colonisées par les Français, comparativement aux îles anglaises.

Le second travail, effectué avec plus de recul et de précision, indique 157 espèces disparues dont seulement 107 bien décrites (spécimen collecté). 150 espèces vivaient sur des îles (toutes du Pacifique hormis l'Huitrier des Canaries) et 7 sur les continents. Parmi ces

dernières, les EEE ne sont citées comme contributrices à la disparition que pour 2 grèbes endémiques, le Grèbe de l'Atitlan (*Podilymbus gigas*) sur un lac au Guatemala (introduction d'une truite, aggravée par la collecte d'œufs, la coupe de roseaux, et plus tard par l'urbanisation) et le Grèbe des Andes (*Podiceps andinus*) sur un lac de Colombie (introduction d'une truite, aggravée par drainage, baisse du niveau d'eau, pesticides, coupe de roseaux, chasse, et plus tard urbanisation). Les 5 autres espèces disparues sur les continents concernent le Mexique (Quiscale de Mexico, *Quiscalus palustris*), l'Amérique du Nord (Pigeon migrateur, *Ectopistes migratorius*, Eider du Labrador, *Camptorhynchus labradorius* et Conure de Caroline, *Conuropsis carolinensis*) et l'Atlantique Nord (Grand Pingouin, *Pinguinus impennis*), pour lesquelles l'action directe de l'homme est en cause.

Il est donc très exagéré de prétendre que des oiseaux considérés comme EEE pourraient mettre en danger des espèces d'oiseaux patrimoniales en Europe et encore plus en France. Pour ce dernier pays, l'excellent travail collectif coordonné par Rocamora & Yeatman-Berthelot (1999) sur les Oiseaux menacés et à surveiller en France, dresse les menaces pesant sur les 201 espèces dont la conservation mérite une attention particulière en France. La mortalité non naturelle concerne 38% des espèces : 21% par les lignes électriques, 18,5% par tir d'espèces protégées, 13,7% par hydrocarbures, 10,7% par prélèvements trop importants, etc... (EEE non citées), auxquels il faudrait rajouter aujourd'hui l'éolien et les effets indirects des pesticides (Gibbons et al. 2015), encore mal quantifiés. Les dérangements affectent 44% des espèces : 46% par fréquentation touristique ou sportives, 31,7% par la chasse, 13,6% par la pêche, 4,3% par les travaux forestiers... La colonisation d'îlots par les rats est citée pour les Puffins et l'Océanite tempête (*Hydrobates pelagicus*), mais l'action des Ragondin et Rat musqué sur les roselières n'est pas quantifiée. Les lâchers de Faisan de Colchide (*Phasianus colchicus*) et de Perdrix (*Alectoris spp.*) allochtones ont pu affecter plusieurs populations autochtones de gibier. Le risque d'hybridation de l'Erismature à tête blanche par l'Erismature rousse est cité mais la disparition de la première de Corse a été due bien avant au dérangement humain sur l'étang de Biguglia, perturbation qui persiste malgré la création d'une réserve naturelle. La pollution génétique par des lâchers de gibier d'élevage est citée pour le Canard colvert, la Perdrix rouge, la Perdrix grise, la Caille des blés et le Pigeon biset. Aucune EEE n'est citée comme prédateur, seules certaines espèces natives favorisées par l'homme posant localement problème (Goéland leucophée, *Larus michahellis*, Goéland argenté, *L. argentatus*, Corneille noire, *Corvus corone*), ainsi que des prédateurs naturels tels le Grand corbeau (*Corvus corax*), le Geai des chênes (*Garrulus glandarius*) ou les mustélidés qui peuvent affecter 9 espèces d'oiseaux. Mais ce sont les modifications et dégradations des habitats par l'homme qui représentent les principales menaces : 55,5% des espèces affectées par l'agriculture et l'élevage, 39,5% par la transformation des zones humides, 25,5% par l'urbanisation, 18% par la sylviculture, 15,5% par l'emboisement spontané, 7% pour le réchauffement climatique. On peut par conséquent se demander si l'énergie dépensée contre les EEE (médias, administrations, moyens financiers) ne se fait pas au détriment des véritables menaces pesant sur la biodiversité. Les conflits d'intérêts ne

sont peut-être pas totalement étrangers à cette situation (sujet à la mode permettant d'obtenir des crédits des autorités et des facilités de publications dans des nouvelles revues spécialisées, à condition de grossir les menaces dans les deux cas). Il est extrêmement difficile de publier des articles démontrant l'innocuité d'espèces allochtones dans ce type de revue, et les auteurs qui appellent à un examen plus équilibré de l'impact des espèces exotiques (ex. Beisel & Levêque 2010, Tassin 2014) sont mêmes taxés de « négationnisme » par les tenants de la nuisibilité des espèces allochtones par principe (Simberloff 2016, Russel & Blackburn 2017).

7.2. Impacts économiques

Les impacts économiques directs liés aux EEE sont difficiles à évaluer et peu documentés. À l'échelle de l'Europe continentale, on estime que les coûts générés par la lutte et la réparation des dégâts atteignent 12 milliards d'euros par an (Kettunen et al. 2008). Ces coûts incluent des éléments plus ou moins discutables d'évaluation : des coûts directs des espèces (pertes de rendement agricole, coûts sanitaires) mais aussi les coûts de contrôle et de gestion des espèces sur le terrain, les coûts de restauration des milieux naturels envahis et les impacts sur les services rendus par les écosystèmes (UICN-France 2015). Une enquête du CGDD (Wittmann & Flores-ferrer 2015) identifie un coût total de 38M€/an entre 2009 et 2013 dont environ la moitié pour les impacts directs et résiduels et la moitié pour la lutte contre les EEE. Ce coût est probablement sous-estimé lorsqu'il est comparé à celui au niveau européen. Les deux tiers de ces coûts (68%) sont dans les territoires d'Outre-mer et 32% en métropole. Les coûts peuvent être importants lorsqu'ils réduisent la production agricole (Ambrosie, Ragondin, Frelon asiatique, ..), sylvicole (Erable negundo, Graphiose de l'Orme, Capricorne asiatique, ...). Les impacts sur les infrastructures sont également fréquents (*Buddleia davidii* sur les pistes, Mercerielle (*Ficopotamus enigmaticus*) dont les colonies modifient le fonctionnement hydrologique des lagunes et peuvent boucher des canalisations, la Moule zébrée, les jussies ou les élodées qui peuvent colmater des ouvrages hydrauliques, le Ragondin ou l'Écrevisse de Louisiane qui peuvent percer des digues, ...

Les services écosystémiques peuvent être réduits par suite des impacts écologiques sur le fonctionnement des écosystèmes (Figure 9).

Les impacts sanitaires expliquent une grande partie des coûts (plus de 50% en Outre-mer, 25% pour le seul moustique tigre en métropole) (Wittmann & Flores-ferrer 2015).

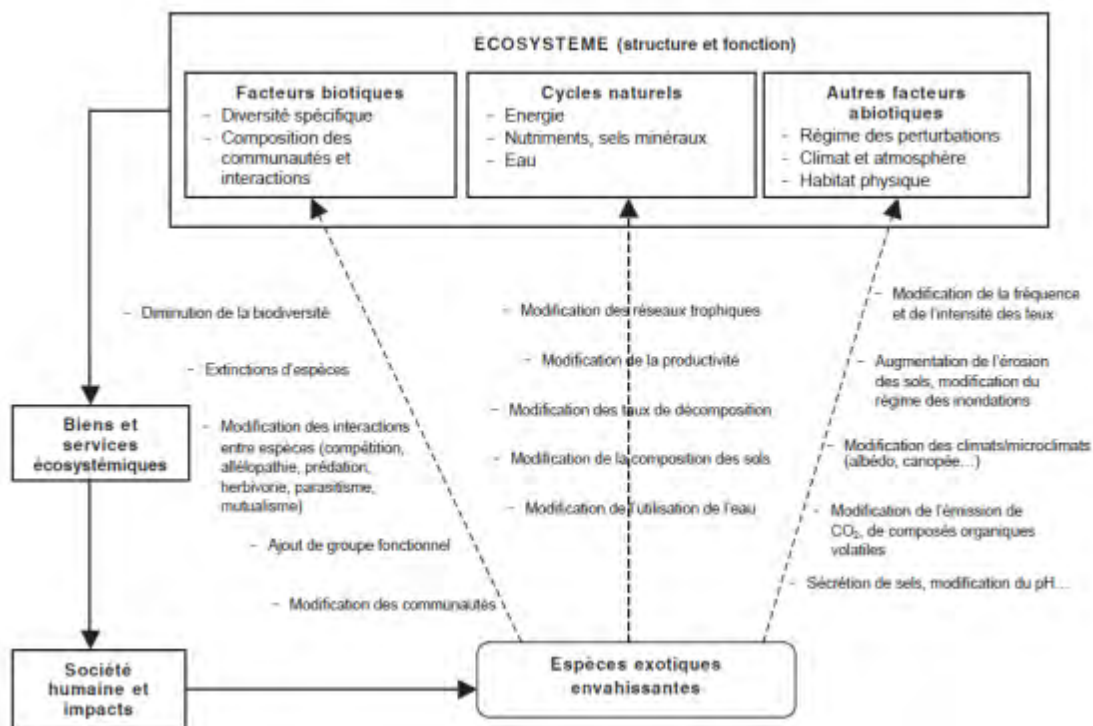


Figure 9. Impacts des espèces exotiques envahissantes sur les services écosystémiques (extrait de UICN-France 2015, adapté de Charles & Dukes 2007)

7.2.1. Coût de l'impact des EEE sur les espèces menacées

L'enquête du CGDD (Wittmann & Flores-Ferrer 2015) n'a pas pu différencier l'impact économique sur la seule biodiversité par rapport aux impacts socio-économiques et sanitaires, mais l'a fait d'une manière indirecte d'après les Plans Nationaux d'Action sur les espèces menacées. Sur les 68 PNA en cours en métropole entre 2009 et 2013, seuls 3 indiquent une menace de l'espèce native par des EEE : la Cistude d'Europe menacée en Rhône Alpes par la Tortue de Floride, l'Écrevisse américaine, le Ragondin, le Rat musqué, les carpes chinoises (*Cyprinus spp.*), le Black-bass (*Micropterus salmoides*) et la Jussie (surcoût 26% du PNA), la Tortue d'Hermann (*Testudo hermanni*) menacée en PACA par les tortues exotiques (6% de surcoût) et le Vison d'Europe (*M. lutreola*) menacé en Aquitaine par le Vison d'Amérique (28% de surcoût).

Par contre les 3 PNA ultramarins concernent des espèces impactées par les EEE : le Gecko vert de Manapany (*Phelsuma inexpectata*) concurrencé à la Réunion par le Grand Gecko vert de Madagascar (*P. grandis*) (mais seulement 6% de surcoût), l'Iguane des Petites Antilles (*Iguana delicatissima*) menacé d'hybridation par l'Iguane commun (*I. iguana*) à la Martinique (12% de surcoût), et le Pétrel noir de Bourbon (*Pseudobulweria aterrima*) menacé à la Réunion par les rats et les chats haret (26% à 36% de surcoût).

Dans tous ces cas peu nombreux la menace représentée par les EEE ne représente qu'un surcoût de lutte minoritaire (17% en moyenne) par rapport aux autres actions de restauration.

7.2.2. Espèces les plus coûteuses en termes de lutte en métropole

Dix familles de plantes représentent 79% des dépenses (4,48 millions €), avec en tête les jussies (67% des dépenses totales, puis loin derrière les renouées, l'Ambroisie et le Baccharis). Arrivent ensuite 4 mammifères (15% des dépenses : Ragondin et Rat musqué pour 764 000€, Ecureuil à ventre rouge et Tamia de Sibérie pour 216 000 €), les écrevisses exotiques (2,7% des dépenses avec 179 000 €), le Frelon asiatique (2,2% des dépenses avec 152 000 €), la Grenouille Taureau (0,9% des dépenses avec 60 000 €) et deux oiseaux (0,7% des dépenses avec 45 000 € pour l'Erismature rousse et la Bernache du Canada). Ce classement montre que les fonds octroyés ne concernent pas toujours les espèces les plus préoccupantes (Ecureuil à ventre rouge, Tamia de Sibérie, Erismature rousse et Bernache du Canada), et qu'*a contrario* beaucoup d'espèces préoccupantes ne disposent d'aucun soutien économique de lutte ou d'études.

A chaque découverte d'une nouvelle espèce exotique installée, le défi est de savoir s'il faut agir ou non et selon quels critères de décision. Si l'espèce n'est pas connue en dehors de son aire de répartition naturelle et s'il faut attendre la démonstration de l'existence de dégâts non discutables pour intervenir, alors cela peut-être trop tard.

7.2.3. Espèces les plus coûteuses en termes de lutte en outre-mer

L'Outre-mer représente 68% des dépenses de lutte contre les EEE en France. Hormis le Moustique tigre pour des raisons sanitaires vis-à-vis de l'Homme, les EEE les plus coûteuses (lutte et effets résiduels) outre-mer sont les rats, Souris grise, Chats haret (Polynésie française, TAAF, Réunion, Saint-Martin), la Jacinthe d'eau (Martinique), l'Acacia (Guyane), le Cerf de Java et le Cochon féral (Nouvelle-Calédonie). Aucun oiseau n'y figure. La Réunion, la Nouvelle-Calédonie et les TAAF représentent 50% des dépenses en France (métropole + outre-mer). Néanmoins Soubeyran et al (2011) signalent un programme de contrôle du Busard de Gould (*Circus approximans*) dans le cadre du programme de conservation du Monarque de Tahiti (*Pomarea nigra*) en Polynésie française ainsi qu'une lutte obligatoire contre le Bulbul orphée (*Pycnonotus jocosus*) à La Réunion. Il existe également un programme de contrôle du grand gecko vert de Madagascar (*P. grandis*) à La Réunion et le PNA Iguane des Petites Antilles (*I. delicatissima*) devrait inclure un plan de contrôle de l'Iguane commun (*I. iguana*).

7.3. Impacts sanitaires

Les impacts sanitaires pour les plantes, les animaux et l'homme sont nombreux et diversifiés. De nombreuses espèces exotiques envahissantes sont des vecteurs ou des réservoirs de microorganismes (virus, bactéries, parasites, champignons). Elles assurent l'amplification, la dispersion et la transmission d'organismes pathogènes vers d'autres espèces de façon proportionnelle à leur abondance. Parmi les exemples les plus connus peuvent être cités l'impact sur les populations de lapins de Garenne et de clapier de la myxomatose (virus introduit en France dans les années 50) et de la maladie virale hémorragique, provoquée par un virus de la famille des Calicivirus (introduit dans les années 90). Le Moustique-tigre est vecteur du virus responsable du chikungunya et de ceux responsables de la dengue. Le Chien viverrin est devenu réservoir de la rage en Europe de l'est et dans les pays baltes. Le virus est différent de celui présent chez le Renard, le cycle épidémiologique est indépendant. Un ver parasite (*Anguillicola crassus*) importé avec des anguilles japonaises (*Anguilla sp.*) infecte la vessie natatoire de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*); elle est une des causes pouvant expliquer la très forte régression de ses populations. Avec les écrevisses américaines a été introduite la peste des écrevisses, (causée par le champignon *Aphanomyces astaci*), qui est mortelle pour les espèces indigènes.

7.4. Les impacts positifs des EEE sur la biodiversité

7.4.1. Impacts positifs des EEE en métropole

Quarante-deux EEE ont été citées dans l'enquête du CGDD de 2015 comme ayant des impacts économiques positifs, concernant l'horticulture, la sylviculture, la pêche, la chasse et le tourisme. Concernant les impacts positifs sur des espèces protégées, l'Écrevisse de Louisiane est citée en tant que nouvelle ressource alimentaire (Loutre, mais on peut aussi mentionner le Butor étoilé, *Botaurus stellaris*, et plusieurs oiseaux coloniaux dont les effectifs ont augmenté en partie grâce à cette manne alimentaire : Ibis falcinelle, *Plegadis falcinellus*, Spatule blanche, *Platalea leucorodia*, Grande aigrette, *Casmerodius alba*...) (Poulin et al. 2007), parallèlement à ses effets négatifs sur d'autres espèces (macrophytes,, habitats...). L'Ibis sacré, non retenu dans cette enquête comme espèce problématique, est citée comme ayant un impact positif en tant que gros consommateur de cette écrevisse.

Des escargots d'eau introduits aux Antilles françaises (Martinique et Guadeloupe) ont remplacé un escargot indigène qui participait au cycle de la bilharziose. Le nématode responsable de la bilharziose cycle entre un escargot aquatique et les humains. La planorbe glabre (*Biomphalaria glabrata*), indigène, est remplacée par la planorbe jaune paille (*B. straminea*) introduite accidentellement dans les années 1950, suivie de la Mélanie bordée de rouge (*Melanoides tuberculata*) importée dans les années 1970. La maladie a disparu avec la planorbe glabre, considérée éteinte en 2000, pour cause de compétition avec les nouvelles venues (Albouy 2017)

8. Gestion des EEE

Un consensus général apparaît sur la stratégie de gestion des espèces exotiques envahissantes (par exemple Simberloff et al. 2013, Sakai et al. 2001,). Elle répond à l'adaptation des objectifs et moyens de gestion en fonction du temps depuis l'introduction correspondant au stade d'invasion. A chaque stade une analyse de risque et coût/bénéfice est nécessaire pour optimiser l'efficacité, c'est-à-dire concentrer les efforts sur les situations avec le plus de risques et celles avec le meilleur rapport coût-efficacité (Figure 10).

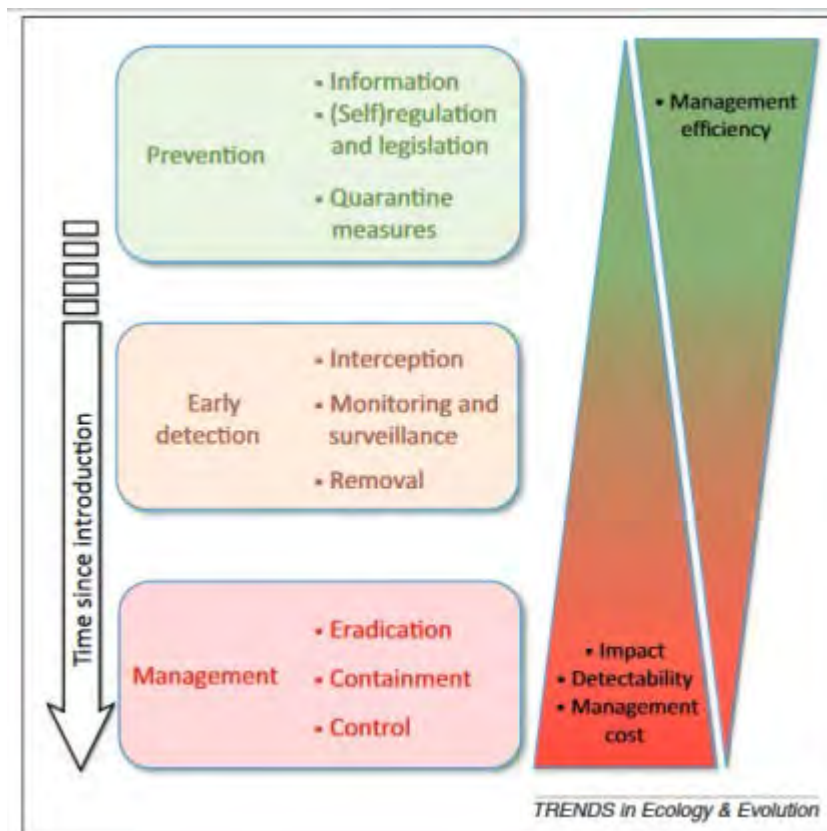


Figure 10. Stratégie de gestion des espèces exotiques envahissantes. La stratégie optimale évolue avec le temps depuis l'introduction avec une diminution progressive de l'efficacité et une augmentation des coûts (Extrait de Simberloff et al 2013).

Cette stratégie générale est à adapter aux cas particuliers incluant une évaluation rigoureuse du degré de menace que représentent les espèces (notamment espèces opportunistes ou dominantes), la probabilité d'introductions répétées, les rapports coûts-efficacité et les considérations éthiques.

8.1. Prévention

Cette stratégie est d'abord basée sur la prévention des introductions des espèces risquant de devenir envahissantes. Elle dépend de la capacité à maîtriser les flux d'espèces et à identifier les espèces les plus susceptibles de devenir envahissantes.

8.1.1. Maitriser le flux d'arrivée des EEE

Le développement du commerce international associé à la rapidité des échanges, paraissent contradictoires avec une possibilité simple de contrôler les flux. On doit y ajouter les transports via le ballast des navires pour les espèces marines. La « conteneurisation » du commerce international ne va pas non plus dans le sens d'une meilleure connaissance ni d'une meilleure maîtrise des flux et des contenus. Techniquement cela doit être possible mais la volonté et les moyens ne suivent pas. Les restrictions à l'importation semblent pouvoir limiter le nombre de nouvelles espèces exotiques envahissantes. Ainsi, après la mise en place de contrôles stricts à l'importation en Australie et en Nouvelle-Zélande ces pays montrent une stabilisation du nombre d'EEE depuis plusieurs dizaines d'années alors que celui-ci ne cesse d'augmenter en Europe (Simberloff et al. 2013). Cependant, l'isolement géographique de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande facilite le contrôle des flux d'espèces. En Europe, avec une continuité territoriale, des frontières ouvertes, des règlements hétérogènes et des échanges économiques de grande ampleur, les législations actuelles ne semblent pas en mesure de limiter les flux de nouvelles espèces.

Le commerce par internet échappe en partie aux règles du commerce traditionnel. Qui plus est, le commerce en ligne de certaines espèces cataloguées « nuisibles » ou « susceptibles d'occasionner des dégâts » apparaît délicat à contrôler légalement dans l'état actuel du droit. Ainsi il semble toujours possible d'acheter en ligne des visons d'Amérique comme animaux de compagnie alors même que le PNA vison d'Europe lutte contre cette espèce. Récemment des écureuils roux du Japon (*Sciurus lis*) étaient officiellement vendus en ligne alors que renseignement pris, il s'agissait de l'écureuil roux (*S. vulgaris*), protégé et donc interdit de vente dans le contexte découvert. Cela illustre les lacunes existant à tous les niveaux de ce commerce. Il est probable que les entrées seront difficiles à empêcher.

Il faut revoir le droit français et peut-être le droit européen pour réussir à interdire de fait la mise sur le marché d'espèces interdites (protégées ou « susceptibles d'occasionner des dégâts »). Les nouvelles réglementations aux niveaux national et européen vont dans ce sens mais elles ne semblent cependant pas en mesure d'endiguer le flux de nouvelles espèces. En effet, d'une part ces réglementations visent surtout le contrôle des espèces déjà identifiées comme envahissantes et les listes d'espèces ciblées sont le résultat de négociations entre états où les intérêts économiques prennent le pas sur les considérations environnementales. La notion de biosécurité, évoquée au tout début, peut se justifier ici. En effet, l'encadrement juridique du commerce international est sous la coupe de plusieurs textes. Dans le contexte des risques sanitaires, il existe un accord sanitaire et phytosanitaire (accord SPS) au niveau de l'Organisation Mondiale du Commerce (OMC) qui encadre l'usage des motifs sanitaires dans les échanges commerciaux internationaux. Le but est d'éviter l'instauration de barrières sanitaires non fondées. Pour garantir l'absence ou la maîtrise du risque sanitaire associé aux échanges d'animaux, de produits animaux et de végétaux il est demandé des analyses de risques selon une méthodologie standardisée et transparente. Ceci permet à l'importateur comme à l'exportateur d'apprécier le plus objectivement possible les risques associés. Bien que la question concerne essentiellement les espèces domestiques, d'élevage, deux chapitres d'une récente monographie sur les questions de biosécurité se réfèrent explicitement et respectivement aux risques liés aux déplacements d'espèces sauvages et aux espèces exotiques envahissantes (Buller H. 2013, Fall J.J. 2013).

Non seulement la réglementation serait à adapter mais le public serait à informer voire à éduquer, ce dont nous semblons assez loin aujourd'hui. L'augmentation des volumes et l'accélération de la vitesse des échanges sont, de fait, contradictoires avec une meilleure maîtrise.

8.1.2. Identifier les espèces susceptibles de devenir envahissantes

Il n'existe pas de critères généralisables pour prédire quelles espèces peuvent devenir envahissantes. Les traits d'histoire de vie peuvent donner des indices importants, notamment les traits démographiques ou de taux de croissance (espèces compétitives, espèces opportunistes notamment). A minima, les espèces déjà connues comme envahissantes dans d'autres régions du monde (y compris dans leur aire d'origine) devraient faire l'objet de précautions renforcées.

Problème posé par la gestion administrative des EEE Selon Vanderhoeven et al. (2017), la constitution des listes d'espèces envahissantes s'effectue très largement à dire d'experts, souvent en cercles fermés et partisans de la lutte contre les allochtones par principe, sans méthode scientifique rigoureuse, avec une part trop importante de subjectivité, ce qui entraîne à juste titre des contestations. La liste (DAISIE 2018) des 100 espèces envahissantes les pires au niveau européen est particulièrement exemplaire de ces dérives. Les administrations y ajoutent souvent des considérations politiques en fonction des lobbies économiques. La démarche de l'Union Européenne est particulièrement préoccupante quant aux conséquences de l'application du Règlement Européen sur les EEE de 2016. Alors que chaque pays peut adopter une liste propre d'espèces envahissantes, et qu'en principe ne doivent être retenues à l'échelle européenne que celles présentant un caractère envahissant grave et généralisé, et qu'on peut détruire si c'est encore possible et à un coût financier ou environnemental acceptable, sans effets environnementaux collatéraux négatifs, on a assisté à l'inclusion d'espèces très localisées (par ex. le Gunnera qui n'est envahissant qu'aux Açores), ou impossibles à éradiquer (Ragondin, écrevisses d'origine américaines), ou ayant des impacts mineurs ou non avérés ou contestés (Ibis sacré, Perruche à collier, Strubbe et al. 2010, Marion 2013 mais voir aussi Dubois 2017). La France est ainsi forcée de contraindre les établissements commerciaux à liquider les stocks de ces espèces, mais tout en pénalisant ensuite les particuliers qui les détiendraient. Tous les jardins botaniques ou les particuliers qui possèdent des Gunneras depuis des décennies, plante qui est un élément horticole essentiel et inoffensif des pièces d'eau des parcs en Europe continentale, vont devoir les détruire. Un propriétaire pourrait être condamné à ne pas avoir éradiqué les Ragondins ou les Ecrevisses américaines. Les projets d'arrêtés ministériels français pris en application de ce Règlement européen en 2016 et 2017 l'ont été avec zèle, alors que beaucoup d'espèces ne devraient pas y figurer compte tenu des principes liminaires du Règlement européen, et les effets collatéraux sur l'environnement des mesures d'éradication y ont été totalement minimisés. Ainsi, les destructions d'Ibis sacrés vont pouvoir être réalisées par l'ONCFS dans les colonies mixtes d'Ardéidés et de Spatule sans autorisation des propriétaires de ces sites qui s'y opposaient jusqu'à présent, ce qui contrevient au Règlement européen compte tenu des effets déjà observés (perturbation importante des colonies mixtes en Loire-Atlantique et Morbihan, Marion & Benhammou 2017). La déontologie sur la souffrance animale n'est également pas prise en compte (adultes tués lors des vols alimentaires, condamnant leurs jeunes à mourir de faim dans les nids).

8.2. Détection précoce

La détection précoce implique la présence d'un réseau d'observateurs compétents. Ces observateurs sont trouvés dans le monde scientifique et technique et parmi les réseaux naturalistes amateurs à condition qu'ils soient sensibilisés à la problématique des EEE. C'est le cas en France et en Europe où la problématique est de plus en plus reconnue.

Lorsqu'une nouvelle espèce est détectée en milieu naturel ou semi-naturel une analyse de la situation doit être réalisée au-cas-par cas. Elle vise à une analyse du risque et à une décision d'intervention ou non. Cette analyse est basée sur les caractéristiques biologiques de l'espèce, savoir si elle connue pour être envahissante, sa localisation et la taille de sa population. Une surveillance pour vérifier si d'autres populations existent autour et sur sa dynamique.

Il y a également un consensus dans la littérature scientifique sur le fait que les interventions sur les EEE doivent intervenir à un stade précoce pour avoir une chance d'être efficaces et optimiser le rapport coût efficacité. En effet la dynamique des populations des EEE est généralement exponentielle (bien que des stades préliminaires de paliers soient parfois rencontrés) et le coût de gestion augmente proportionnellement à la taille des populations et l'aire concernée.

Lorsqu'une population d'EEE est à un stade précoce de colonisation, l'éradication est l'approche la plus efficace. Elle a été appliquée avec succès dans un certain nombre de situations notamment sur des îles (en Angleterre : Rat-musqué et Ragondin ; Vison d'Amérique dans les îles de la Baltique) mais pas exclusivement (Ecoreuil à ventre rouge en Belgique, Branquart & Fried 2016). Si le coût de l'éradication peut paraître important il sera probablement moins important que les coûts de gestion à long-terme résultant d'une action incomplète ou d'une détection tardive. Ainsi par exemple le coût total de l'éradication du ragondin en Angleterre représente la moitié des sommes investies annuellement en Italie pour le contrôle de la population de l'espèce (Branquart & Fried 2016).

On peut revenir sur le cas de l'écoreuil à ventre rouge. Les écoreuils associent plusieurs paramètres assez illustratifs des difficultés et paradoxes représentées par les EEE. Ce sont des espèces plutôt appréciées, « attendrissantes », parfois vendues comme animaux de compagnie (espèces exotiques) alors que l'espèce indigène (*Sciurus vulgaris*) est strictement protégée. L'introduction de l'écoreuil gris du nord-est américain (*S. carolinensis*) en Grande-Bretagne a fait considérablement régresser l'espèce locale (*S. vulgaris*). Il existe de ce fait une sensibilité chez les scientifiques continentaux vis-à-vis de ce problème. L'acclimatation du *Tamias* de Sibérie puis de l'Ecoreuil à ventre rouge ont fait réagir, avec divers arguments, écologiques et sanitaires. En France, le 05 mars 2015, le préfet des Alpes Maritimes a signé l'arrêté n°2015-205 de lutte contre cette espèce, valable pour la période 2015-2018

8.3. Gestion des EEE établies

Lorsque les EEE sont largement répandues la seule option envisageable semble l'atténuation (Figure 11). Les coûts impliqués par les opérations de contrôle visant à la réduction des nuisances peuvent être très élevés et l'augmentation continue du nombre d'espèces concernées questionne sur la durabilité.

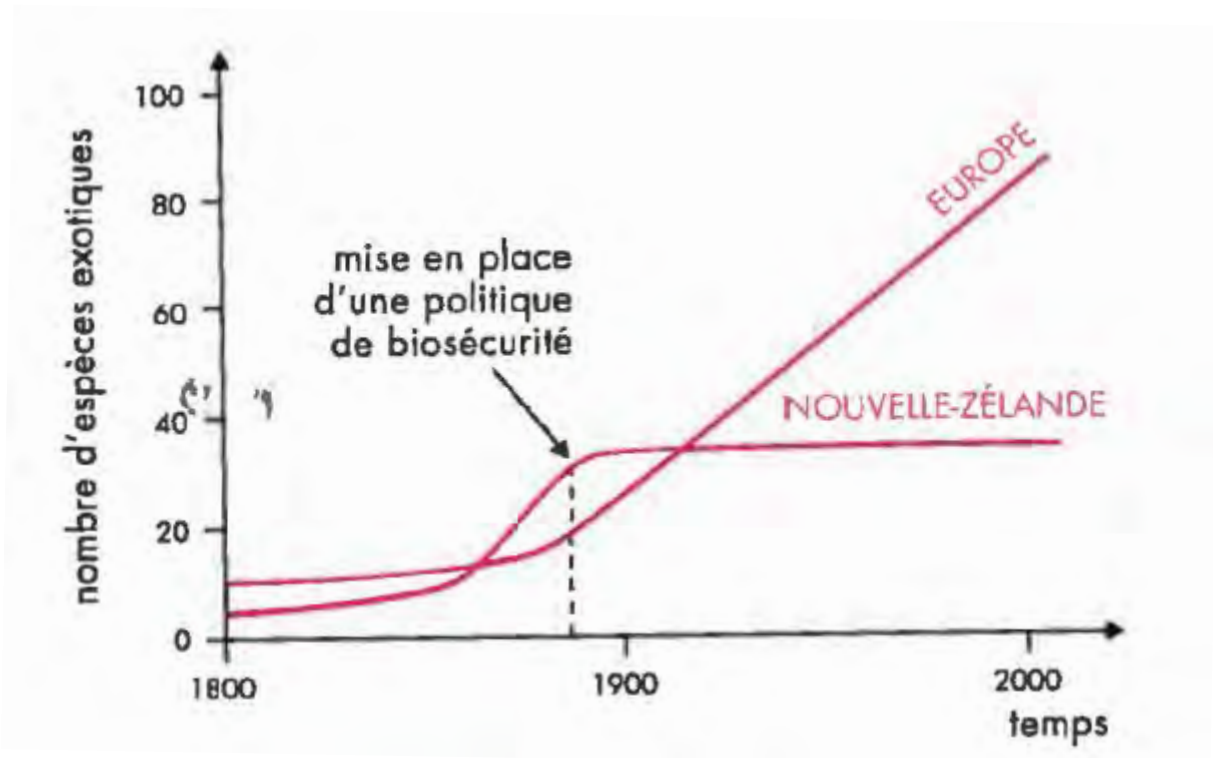


Figure 11. Evolution du nombre d'espèces exotiques de mammifères naturalisées en Nouvelle-Zélande et en Europe depuis 1800. D'après Simberloff et al. 2013, in Branquart & Fried 2016.

Par ailleurs, l'éradication des EEE peut s'avérer dangereuse en modifiant les nouveaux équilibres fonctionnels dans les écosystèmes dans lesquels elles se sont insérées, entraînant des effets négatifs importants et imprévus sur des espèces natives (Courchamp et al. 1999, 2000, Roemer et al. 2002, Collins et al. 2009, Figuet 2013).

La restauration des écosystèmes et de leur fonctionnement devrait faire partie de la stratégie de gestion des EEE. En effet, la prolifération de ces espèces est très souvent associée à des dégradations plus ou moins importantes des milieux, ouvrant des opportunités d'installation. Par exemple l'installation du Sénéçon en arbre, *Baccharis halimifolia*, dans les roselières est favorisée par les incendies. Les apports excessifs de nutriments (eutrophisation) ou la surexploitation des ressources naturelles (par exemple, pression de prélèvement excessives : pêche) favorise l'établissement d'espèces opportunistes comme les EEE.

8.4. Mise en œuvre de la stratégie de gestion des EEE

La gestion pratique des EEE est dans une large mesure une question d'évaluation objective des risques ou des impacts associés à l'arrivée d'une ou plusieurs espèces exotiques, des risques de gestion incluant la probabilité du succès mais aussi des impacts éventuellement négatifs des opérations de contrôle, de l'acceptation sociale du contrôle des espèces et finalement de priorités d'allocation de moyens du fait du nombre importante et toujours croissant d'espèces exotiques arrivant sur un territoire.

Plusieurs étapes sont à considérer dans une évaluation des risques liés à la gestion des espèces exotiques (d'après Booy et al. 2017, modifié) :

- Définir un scénario d'invasion pour chaque espèce. Cela doit être spécifique à chaque situation, c'est-à-dire l'espèce et la région considérées. Cela peut impliquer une surveillance de la dynamique des espèces établies.
- Evaluer les impacts de l'espèce
- Définir une stratégie d'éradication ou de contrôle. Sur la base du scénario d'invasion définir une stratégie réaliste de gestion utilisant les moyens appropriés et incluant des moyens de suivi et d'évaluation
- Evaluer la stratégie d'éradication ou de contrôle :
 - a. Efficacité des moyens incluant les aspects pratiques et logistiques
 - b. Coût de la mise en œuvre des moyens de gestion
 - c. Effets négatifs des moyens de gestion, incluant les effets environnementaux, économiques et sociaux
 - d. Acceptabilité de la stratégie d'éradication ou de contrôle (par ex. espèces « attendrissantes »)
- Evaluer la pertinence de la mise en œuvre au regard de la dynamique d'expansion de l'espèce exotique considérée.
- Evaluer le risque d'introductions répétées (sources potentielles, moyens de réduire les risques d'introduction)
- Evaluation globale de la faisabilité de l'éradication ou du contrôle en fonction des points précédents et prioriser les actions en privilégiant les actions sur les espèces ayant le plus fort impact et avec les plus grandes chances de succès. .

Ces évaluations doivent se faire avec un panel diversifié d'experts se basant sur des évidences scientifiques (Sutherland et al. 2004).

Au-delà de ces actions techniques, spécifiques à chaque situation des actions générales sont nécessaires pour prévenir les entrées d'EEE et limiter les risques d'expansion de ces espèces. Il s'agit notamment :

- d'éduquer, de former et de sensibiliser le grand public à la problématique des EEE

- de suivre et d'évaluer de manière pluridisciplinaire la diversité des impacts (positifs et négatifs des espèces)
- de promouvoir la restauration et le bon état des écosystèmes comme mesure de prévention des risques
- de sensibiliser les politiques à l'importance d'améliorer les textes législatifs



Références

- Albouy V. 2017. Étonnants envahisseurs. Ces espèces venues d'ailleurs. Éditions Quae, Versailles, 159p.
- Beisel J.N., Levêque C. 2010. Introduction d'espèces dans les milieux aquatiques, faut-il avoir peur des invasions biologiques ? Éditions Quae, Versailles, 248p.
- Blandin P. 2009. De la protection de la nature au pilotage de la biodiversité. Éditions Quae, Paris, 124p.
- Booy O., Mill A.C., Roy H.E., Hiley A., Moore N., Robertson P., Baker S., Brazier M., Bue M., Bullock R., Campbell S., Eyre D., Foster J., Hatton-Ellis M., Long J., Macadam C., Morrison-Bell C., Mumford J., Newman J., Parrott D., Payne R., Renals T., Rodgers E., Spencer M., Stebbing P., Sutton-Croft M., Walker K.J., Ward A., Whittaker S., Wyn G. (2017) Risk management to prioritise the eradication of new and emerging invasive non-native species. *Biological Invasions* 19, 2401–2417.
- Branquart E., Fried G. 2016. Espèces envahissantes d'ici et d'ailleurs : Synthèse sur les espèces envahissantes et présentation de 32 espèces. Éditions du Gerfaut, Paris, 196p.
- Brun C. 2007. Archéophytes et néophytes. Pour une nouvelle détermination des marqueurs polliniques de l'anthropisation. Le cas des milieux cultivés et rudéraux de Franche-Comté. Université de Franche-Comté, 430p.
- Buller H. 2013. Introducing aliens, reintroducing natives : a conflict of interest for biosecurity? In Dobson A., Barker K., Taylor S.L. (eds.) *Biosecurity. The socio-politics of invasive species and infectious diseases*. Routledge, London and New York: 183-198.
- Cans C., Cizel O. 2017. Loi biodiversité, ce qui change en pratique. Éditions législatives, 617 p.
- Castonguay S. 2004. Protection des cultures, construction de la nature. Agriculture, foresterie et entomologie au Canada, 1884-1959. Éditions du Septentrion, Québec, 366p.
- CE 2011. La stratégie de l'UE en matière de biodiversité à l'horizon 2020. Commission Européenne, Office des publications de l'Union européenne, Luxembourg, 28p.
- CENH 2008. La dignité de la créature dans le règne végétal : La question du respect des plantes au nom de leur valeur morale. Commission fédérale d'éthique pour la biotechnologie dans le domaine non humain, Berne, 24p.
- Charles H., Dukes J. (2007). Impacts of invasive species on ecosystem services. In *Ecological Studies*, Vol. 193. N. Nentwig (Ed): 217-237.
- Collins P.W., Latta B.C., Roemer G.W., 2009. Does the Order of Invasive Species Removal Matter? The Case of the Eagle and the Pig. *PlosOne* 4 (9) e7005. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0007005>.
- Courchamp, F., Langlais M., Sugihara G. 1999. Cats protecting birds: modelling the mesopredator release effect. *J. Anim. Ecol.* 68, 282–292.
- DAISIE 2009. *Handbook of alien species in Europe*. Springer Verlag, New York, 399p.
- DAISIE 2018. Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe [En ligne]. URL: <http://www.europe-aliens.org/> consultée le 5 janvier 2018.
- Davis M.A., Chew M.K., Hobbs R.J., Lugo A.E., Ewel J.J., Vermeij G.J., Brown J.H., Rosenzweig M.L., Gardener M.R., Carroll S.P., Thompson K., Pickett S.T.A., Stromberg J.C., Tredici P.D., Suding K.N., Ehrenfeld J.G., Grime J.P., Mascaro J., Briggs J.C. 2011. Don't judge species on their origins. *Nature* 474: 153–154.

- Dawson W., Moser D., Kleunen M. van, Kreft H., Pergl J., Pyšek P., Weigelt P., Winter M., Lenzner B., Blackburn T.M., Dyer E.E., Cassey P., Scrivens S.L., Economo E.P., Guénard B., Capinha C., Seebens H., García-Díaz P., Nentwig W., García-Berthou E., Casal C., Mandrak N.E., Fuller P., Meyer C., Essl F. 2017. Global hotspots and correlates of alien species richness across taxonomic groups. *Nature Ecology & Evolution* 1:0186.
- De Grissac P. 2017. Espèces exotiques envahissantes – quelques pistes et réflexions pour une éventuelle expression de la LPO sur ce sujet. Contribution interne, LPO, 9 pages.
- Del Hoyo J., Colar N.J. 2014. Illustrated Checklist of the Birds of the World, Vol. 1: Non-passerines. HBW and BirdLife International, 904p.
- Del Hoyo J., Colar N.J. 2016. Illustrated Checklist of the Birds of the World, Vol. 2: Passerines. HBW and BirdLife International, 1013p.
- Didham R.K., Tylianakis J.M., Gemmill N.J., Rand T.A., Ewers R.M. 2007. Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology & Evolution* 22: 489–496. doi: 10.1016/j.tree.2007.07.001
- Dubois P. 2017. Les populations d'oiseaux allochtones en France : une synthèse (2006-2015). Rapport LPO-France pour le Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer, 29p.
- Fall J.J. 2013. Biosecurity and security: beyond the nativism debate. In Dobson A., Barker K., Taylor S.L. (eds.) *Biosecurity. The socio-politics of invasive species and infectious diseases*. Routledge, London and New York: 167-181.
- Fall J.J., Matthey L. 2011. De plantes dignes et d'invasions barbares ; les sociétés au miroir du végétal. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Débats et Perspectives, mis en ligne le 27 septembre 2011. URL : <http://journals.openedition.org/vertigo/11046>
- Fraival A. 2001. Le doryphore, un grand conquérant fatigué ? *Insectes* 120 : 5-7.
- Genovesi M-P., Shine C. 2003. Stratégie européenne relative aux espèces exotiques envahissantes. Version finale. Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe. Comité permanent. 23e réunion. Strasbourg : 50p.
- Gibbons D., Morrissey C., Mineau P. 2015. A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. *Environ Sci Pollut Res* 22:103–118. doi: 10.1007/s11356-014-3180-5
- Goudard A., 2007. Fonctionnement des écosystèmes et invasions biologiques : importance de la biodiversité et des interactions interspécifiques. Thèse de doctorat en écologie, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, 216p. Hal id <tel-00154719>.
- Gramaglia C. 2010 ? Les goélands leucophaea sont-ils trop nombreux ? *Études rurales* 185 : 133-148.
- Gurevitch J., Padilla D.K. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology & Evolution* 19:470–474.
- Head L. 2017. The social dimensions of invasive plants. *Nature Plants* 3:17075.
- Hulme P.E. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology* 46:10–18.
- INPN 2003-2018, Espèces exotiques envahissantes [En ligne]. URL : <https://inpn.mnhn.fr/programme/especes-exotiques-envahissantes>, consulté le 5 janvier 2018.
- Issa N., Muller Y. (coord.) 2015. Atlas des oiseaux de France métropolitaine. Nidification et présence hivernale. LPO/SEOF/MNHN. Delachaux & Niestlé, Paris, 1408p.

- Jeschke J.M. 2008. Across islands and continents, mammals are more successful invaders than birds. *Diversity and Distributions* 14(6):913–916.
- Jeschke J.M. 2009. Across islands and continents, mammals are more successful invaders than birds (Reply to Rodriguez-Cabal et al.). *Diversity and Distributions* 15(5):913–914.
- Jeschke J.M., Strayer D.L. 2005. Invasion success of vertebrates in Europe and North America. *PNAS* 102:7198–7202.
- Kettunen M., Genovesi P., Gollasch S., Pagad S., Starfinger U., ten Brink P., Shine C. 2008. Technical support to EU strategy on invasive species (IAS) - Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU (final module report for the European Commission). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium, 44 p. + Annexes.
- Larson B.M. 2005. The war of the roses: demilitarizing invasion biology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:495–500.
- Lin W., Zhou G., Cheng X., Xu R. 2007. Fast Economic Development Accelerates Biological Invasions in China. *PLOS ONE* 2:e1208.
- Lockwood J.L., Hoopes M.F., Marchetti M.P. 2013. *Invasion Ecology*. Wiley-Blackwell, Oxford.
- MacDougall A.S., Turkington R. 2005. Are Invasive Species the Drivers or Passengers of Change in Degraded Ecosystems? *Ecology* 86:42–55.
- Marion L. 2013. Is the Sacred ibis a real threat to biodiversity? Long-term study of its diet in non-native areas compared to native areas. *Comptes Rendus Biologies* 336:207–220.
- Marion L., Benhammou F. 2017. De l'ibis sacré à l'ibis nuisible : espèce invasive ou résurgence de la notion de nuisible par principe ? Colloque "Sales bêtes! Mauvaises herbes! "Nuisibles", une notion en débat", colloque, les 31/1-1/2/2017, AHPNE.
- Mayaud N., Heim de Balsac, H., Jouard H. 1936. *Inventaire des oiseaux de France*. SEO, Paris, 212p.
- Mc Neely J.A. (Ed). 2001. *The Great reshuffling : human Dimensions of invasive Alien Species*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.VI+242p.
- Mc Neely J.A., Mooney H.A., Neville L.E., Schei P.J. & Waage J.K. 2001. *A global strategy on invasive Alien Species*. IUCN in collaboration with GISP, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK, 55p.
- MEDDE 2012. *Stratégie nationale pour la biodiversité 2011-2012*. Ministère de l'écologie, du Développement durable et de l'énergie, 60p.
- MEEM 2017. *Stratégie nationale relative aux espèces exotiques envahissantes (Muller S. coord.)*, 41p.
- Monastersky R. 2014. Life, a status report. *Nature* 516: 159-161.
- MTES 2018. *Données de synthèse sur la biodiversité. Espèces introduites et envahissantes en France métropolitaine [En ligne]*. Ministère de la Transition Écologique et solidaire. URL: <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/indicateurs-indices/f/1965/1115/especes-introduites-envahissantes-france-metropolitaine.html> consultée le 5 janvier 2018.
- Oldroyd B.P. 2012. Domestication of honey bees was associated with expansion of genetic diversity. *Molecular ecology* 21:4409–4411.
- Pascal M., Lorvelec O., Vigne J.D., 2006. *Invasions biologiques et extinctions : 11 000 ans d'histoire des Vertébrés en France*. Belin, Paris, 352p.
- Peretti J.H. 2010. Nativism, and nature: rethinking biological nativism, in Johnson S. *Bioinvaders : themes in environmental history series*. Cambridge, The white horse press: 28-36
- Poulin B., Lefebvre G., Crivelli A.J. 2007. The invasive red swamp crayfish as a predictor of Eurasian bittern density in the Camargue, France. *Journal of Zoology* 273:98–105.

- Pyšek P., Bacher S., Chytrý M., Jarošík V., Wild J., Celesti-Grapow L., Gassó N., Kenis M., Lambdon P.W., Nentwig W., Pergl J., Roques A., Sádlo J., Solarz W., Vilà M., Hulme P.E. 2010b. Contrasting patterns in the invasions of European terrestrial and freshwater habitats by alien plants, insects and vertebrates. *Global Ecology and Biogeography* 19:317–331.
- Pyšek P., Jarošík V., Hulme P.E., Kühn I., Wild J., Arianoutsou M., Bacher S., Chiron F., Didžiulis V., Essl F., Genovesi P., Gherardi F., Hejda M., Kark S., Lambdon P.W., Desprez-Loustau M.-L., Nentwig W., Pergl J., Poboljšaj K., Rabitsch W., Roques A., Roy D.B., Shirley S., Solarz W., Vilà M., Winter M. 2010a. Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe. *PNAS* 107:12157–12162.
- Pyšek P., Jarošík V., Hulme P.E., Pergl J., Hejda M., Schaffner U., Vilà M. 2012. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology* 18:1725–1737.
- Rémy E., Beck C. 2008. Allochtone, autochtone, invasif : catégorisations animales et perception d'autrui, Foreign-Born, Native, Invasive: Animal Categorizations and Perception of Others. *Politix*:193–209.
- Richardson D.M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M.G., Panetta F.D., West C.J., 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6, 93–107.
- Rocamora G., Yeatman-Berthelot D. 1999. Oiseaux menacés et à surveiller en France, Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation. Société d'Études Ornithologiques de France / Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris, 560 p.
- Rockwood L.L. 2015. *Introduction to Population Ecology*. John Wiley & Sons, Oxford, 359p.
- Rodriguez-Cabal M.A., Williamson M., Simberloff D. 2013. Overestimation of establishment success of non-native birds in Hawaii and Britain. *Biol Invasions* 15:249–252.
- Roemer G.W., Donlan C.J., Courchamp F., 2002- Golden eagles, feral pigs, and insular carnivores: How exotic species turn native predators into prey. *PNAS* 99:791-796.
- Russell J.C., Blackburn T.M. 2017. The Rise of Invasive Species Denialism. *Trends in Ecology & Evolution* 32:3–6.
- Sakai A.K., Allendorf F.W., Holt J.S., Lodge D.M., Molofsky J., With K.A., Baughman S., Cabin R.J., Cohen J.E., Ellstrand N.C., McCauley D.E., O'Neil P., Parker I.M., Thompson J.N., Weller S.G. 2001. The Population Biology of Invasive Species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32:305–332.
- Sax D.F., Gaines S.D. 2008. Species invasions and extinction: The future of native biodiversity on islands. *PNAS* 105:11490–11497.
- Seebens H., Blackburn T.M., Dyer E.E., Genovesi P., Hulme P.E., Jeschke J.M., Pagad S., Pyšek P., Winter M., Arianoutsou M., Bacher S., Blasius B., Brundu G., Capinha C., Celesti-Grapow L., Dawson W., Dullinger S., Fuentes N., Jäger H., Kartesz J., Kenis M., Kreft H., Kühn I., Lenzner B., Liebhold A., Mosena A., Moser D., Nishino M., Pearman D., Pergl J., Rabitsch W., Rojas-Sandoval J., Roques A., Rorke S., Rossinelli S., Roy H.E., Scalera R., Schindler S., Štajerová K., Tokarska-Guzik B., Kleunen M. van, Walker K., Weigelt P., Yamanaka T., Essl F. 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* 8:14435.
- Simberloff D. 2014. Invasions biologiques et hybridation. Chap.4 in Gauthier-Clerc M., Mesleard F. & Blondel J., *Sciences de la Conservation, de Boeck, Louvain-la-Neuve* : 51-61.
- Simberloff D. 2016. Jacques Tassin: La grande invasion: Qui a peur des espèces invasives? *Biological Invasions* 18:295–297.

- Simberloff D., Martin J.-L., Genovesi P., Maris V., Wardle D.A., Aronson J., Courchamp F., Galil B., García-Berthou E., Pascal M., Pyšek P., Sousa R., Tabacchi E., Vilà M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* 28:58–66.
- Stattersfield A.J., Caper D.R. 2000. *Threatened Birds of the World*. BirdLife International, Barcelona and Cambridge, 852p.
- Stiers I., Crohain N., Josens G., Triest L. 2011. Impact of three aquatic invasive species on native plants and macroinvertebrates in temperate ponds. *Biol Invasions* 13:2715–2726.
- Strubbe D., Matthysen E., Graham C.H. 2010. Assessing the potential impact of invasive ring-necked parakeets *Psittacula krameri* on native nuthatches *Sitta europaea* in Belgium. *Journal of Applied Ecology* 47:549–557.
- Sutherland W.J., Pullin A.S., Dolman P.M., Knight T.M. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 19:305–308.
- Tassin J. 2014. *La grande invasion : Qui a peur des espèces invasives ?* Odile Jacob, Paris, 216p.
- Tassin J., Kull C.A. 2012. Pour une autre représentation métaphorique des invasions biologiques. Devising other metaphors for biological invasions. *Natures Sciences Sociétés*, 20(4): 404–414.
- Teyssède A., Barbault R. 2009. Invasions d'espèces : cause ou conséquence de la perturbation des écosystèmes ? *Pour la Science*, 376 : 22-25.
- Thévenot J. 2014. Liste de référence des espèces de vertébrés introduits en France métropolitaine élaborée dans le cadre de la méthodologie de hiérarchisation des espèces invasives. Rapport d'étape n°1. Service du Patrimoine Naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 23 p + annexe.
- Tourout J., Witté I., Thévenot J. 2016. Construction d'un indicateur d'évolution de la distribution des espèces exotiques envahissantes en France métropolitaine. Rapport Service du Patrimoine Naturel 2016-90, Paris, 20p.
- UICN 2000. *Guidelines for the prevention of biodiversity loss due to biological invasion*. 15p.
- UICN 2003. IUCN Red List of Threatened Species, International Union for Conservation of Nature and Natural Resources-The World Conservation Union, Species Survival Commission. URL: <http://www.redlist.org>.
- UICN 2017. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. Global Invasive Species Database, International Union for Conservation Nature, Invasive Species Specialist Group. URL: <http://www.iucngisd.org/gisd/search.php> consultée le 03 août 2017.
- UICN-France 2015. Synthèse des assises nationales « espèces exotiques envahissantes : vers un renforcement des stratégies d'action » - Orléans, 23, 24 et 25 septembre 2014. Paris, France, 77p.
- Valéry L., Fritz H., Lefeuvre J.-C., Simberloff D. 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biol Invasions* 10:1345–1351.
- Valéry L., Fritz H., Lefeuvre J.-C., Simberloff D. 2009. Invasive species can also be native.... *Trends in Ecology & Evolution* 24:585.
- Vanderhoeven S., Branquart E., Casaer J., D'hondt B., Hulme P.E., Shwartz A., Strubbe D., Turbé A., Verreycken H., Adriaens T. 2017. Beyond protocols: improving the reliability of expert-based risk analysis underpinning invasive species policies. *Biological Invasions* 19:2507–2517.
- Verbrugge L.N.H., Leuven R.S.E.W., Zwart H.A.E. 2016. Metaphors in Invasion Biology: Implications for Risk Assessment and Management of Non-Native Species. *Ethics, Policy & Environment* 19:273–284.

- Vilà M., Espinar J.L., Hejda M., Hulme P.E., Jarošík V., Maron J.L., Pergl J., Schaffner U., Sun Y., Pyšek P. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14:702–708.
- Westphal M.I., Browne M., MacKinnon K., Noble I. 2008. The link between international trade and the global distribution of invasive alien species. *Biological Invasions* 10:391–398.
- Williamson M.H. 1996. *Biological Invasions*. Chapman & Hall, New York, 1996, 244p.
- Williamson M.H., Brown K.C. 1986. The analysis and modelling of British invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 314:505–522.
- Wilson J.R.U., Dormontt E.E., Prentis P.J., Lowe A.J., Richardson D.M. 2009a. Something in the way you move: dispersal pathways affect invasion success. *Trends in Ecology & Evolution* 24:136–144.
- Wilson J.R.U., Dormontt E.E., Prentis P.J., Lowe A.J., Richardson D.M. 2009b. Biogeographic concepts define invasion biology. *Trends in Ecology & Evolution* 24:586.
- Wittmann, A., Flores-Ferrer A 2015. Analyse économique des espèces exotiques envahissantes en France. Première enquête nationale (2009-2013). Commissariat Général au Développement Durable, *Études & Documents*, n°130.
- WWF-International 2014. *Living Planet Report 2014. Species and spaces, people and places*. WWF, Gland, 180p.
- Yeatman L. 1971. *Histoire des oiseaux d'Europe*. Bordas, Paris, 362p.

ANNEXE 1 : Liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union.

Extrait du Règlement européen n°1143/2014 du Parlement européen et des règlements d'exécution 2016/1141 du 13 juillet 2016 (Liste 1) et 2017/1263 du 12 juillet 2017 relatifs à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes du 22 octobre 2014.

	Nom scientifique	Nom commun	Liste
Plante	<i>Baccharis halimifolia</i> L.	Baccharis à feuilles d'arroche ou séneçon en arbre	1
Plante	<i>Cabomba caroliniana</i> Gray	Eventail de Caroline	1
Plante	<i>Eichhornia crassipes</i> (Martius) Solms	Jacinthe d'eau	1
Plante	<i>Heracleum persicum</i> Fischer	Berce de Perse	1
Plante	<i>Heracleum sosnowskyi</i> Mandenova	Berce de Sosnowsky	1
Plante	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L. f.	Hydrocotyle fausse renoncule	1
Plante	<i>Lagarosiphon major</i> (Ridley) Moss	Grand lagarosiphon	1
Plante	<i>Ludwigia grandiflora</i> (Michx.) Greuter & Burdet	Jussie à grandes fleurs	1
Plante	<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P.H. Raven	Jussie rampante	1
Plante	<i>Lysichiton americanus</i> Hultén and St. John	Faux arum	1
Plante	<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	Myriophylle du Brésil	1
Plante	<i>Persicaria perfoliata</i> (L.) H. Gross = (<i>Polygonum perfoliatum</i> L.)	Renouée perfoliée	1
Plante	<i>Parthenium hysterophorus</i> L.	Grande camomille	1
Plante	<i>Pueraria montana</i> (Lour.) Merr. var. <i>lobata</i> (Willd.) (<i>Pueraria lobata</i> (Willd.) Ohwi)	Kudzu	1
Plante	<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb., 1879	Herbe à alligator	2
Plante	<i>Asclepias syriaca</i> L., 1753	Asclépiade de Syrie	2
Plante	<i>Elodea nuttallii</i> (Planch.) H.St.John, 1920	Élodée de Nuttall	2
Plante	<i>Gunnera tinctoria</i> (Molina) Mirb., 1805	Rhubarbe géante du Chili	2
Plante	<i>Heracleum mantegazzianum</i> Sommier & Levier, 1895	Berce du Caucase	2
Plante	<i>Impatiens glandulifera</i> Royle, 1833	Balsamine de l'Himalaya	2
Plante	<i>Microstegium vimineum</i> (Trin.) A. Camus	Herbe à échasses japonaise	2
Plante	<i>Myriophyllum heterophyllum</i> Michx., 1803	Myriophylle à feuilles hétérogènes	2
Plante	<i>Pennisetum setaceum</i> (Forssk.) Chiov. (<i>Cenchrus setaceus</i> (Forssk.) Morrone, 2010)	Herbe fontaine	2
Insecte	<i>Vespa velutina nigrithorax</i> de Buysson, 1905	Frelon asiatique	1
Crustacé	<i>Procambarus fallax</i> (Hagen, 1870) f. <i>virginialis</i>	Écrevisse marbrée	1
Crustacé	<i>Eriocheir sinensis</i> H. Milne Edwards, 1854	Crabe chinois à mitaines	1
Crustacé	<i>Orconectes limosus</i> Rafinesque, 1817	Écrevisse américaine	1
Crustacé	<i>Orconectes virilis</i> Hagen, 1870	Écrevisse calicot, Écrevisse calico, Écrevisse à carapace fine	1
Crustacé	<i>Procambarus clarkii</i> Girard, 1852	Écrevisse de Louisiane, Écrevisse rouge de Louisiane, Écrevisse rouge des marais	1
Crustacé	<i>Pacifastacus leniusculus</i> Dana, 1852	Écrevisse de Californie, Écrevisse signal, Écrevisse du Pacifique	1
Amphibien	<i>Lithobates (Rana) catesbeianus</i> Shaw, 1802	Grenouille taureau	1
Reptile	<i>Trachemys scripta</i> Schoepff, 1792	Tortue de Floride, Trachémyde écrite	1
Poisson	<i>Perccottus glenii</i> Dybowski, 1877	Goujon de l'Amour	1
Poisson	<i>Pseudorasbora parva</i> Temminck & Schlegel, 1846	Pseudorasbora, Goujon asiatique	1
Oiseau	<i>Corvus splendens</i> Vieillot, 1817	Corbeau familier	1
oiseau	<i>Oxyura jamaicensis</i> Gmelin, 1789	Érismature rousse	1
oiseau	<i>Threskiornis aethiopicus</i> Latham, 1790	Ibis sacré	1
oiseau	<i>Alopochen aegyptiacus</i> Linnaeus, 1766;	Ouette d'Égypte, Oie d'Égypte	2
Mammifère	<i>Callosciurus erythraeus</i> Pallas, 1779	Écureuil à ventre rouge ou Écureuil de Pallas	1
Mammifère	<i>Herpestes javanicus</i> É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1818	Mangouste de Java	1
Mammifère	<i>Muntiacus reevesi</i> Ogilby, 1839	Muntjac de Chine	1
Mammifère	<i>Myocastor coypus</i> Molina, 1782	Ragondin	1
Mammifère	<i>Nasua nasua</i> Linnaeus, 1766	Coati roux, Coati brun, Coachi	1
Mammifère	<i>Procyon lotor</i> Linnaeus, 1758	Raton laveur, Racocon (Guadeloupe)	1
Mammifère	<i>Sciurus carolinensis</i> Gmelin, 1788	Écureuil gris	1
Mammifère	<i>Sciurus niger</i> Linnaeus, 1758	Écureuil fauve ou Écureuil-renard	1
Mammifère	<i>Tamias sibiricus</i> Laxmann, 1769	Tamias de Sibérie, Écureuil de Corée, Rat de Corée, Écureuil japonais	1
Mammifère	<i>Nyctereutes procyonoides</i> Gray, 1834	Chien viverrin	2
Mammifère	<i>Ondatra zibethicus</i> Linnaeus, 1766	Rat musqué	2

ANNEXE 2. Diversité des régimes d'introduction et de gestion des espèces invasives en droit interne.

In C. Cans et O. Cizel, « Loi biodiversité, ce qui change en pratique », Editions législatives, 2017, p.308-310

Catégories/références réglementaires	Mesures	Conditions	Espèces visées
Espèces non domestiques (ex-nuisibles) -C. envir., art. R. 427-6 -Arr. 2 sept. 2016 : <i>JO</i> , 14 sept. -Arr. 30 juin 2015 : <i>JO</i> , 47 Juil. -Arr. 3 avr. 2012 : <i>JO</i> , 25 avr.	Destruction par tir, piégeage Emploi de produits toxiques interdits	Inscription de l'espèce sur une : -liste ministérielle, annuelle -ou, liste ministérielle complémentaire triennale, par département, sur proposition du préfet -ou, liste ministérielle annuelle des espèces pouvant être classées nuisibles par arrêté annuel du préfet	-bernache du Canada, chien viverrin, ragondin, rat musqué, raton laveur et vison d'Amérique ; -belette, fouine, martre, putois, renard, corbeau freux, corneille noire, pie bavarde, geai des chênes et étourneau sansonnet ; -lapin de garenne, pigeon ramier et sanglier
Espèces détenues par les établissements d'élevage -Arr. 10 août 2004 : <i>JO</i> , 30 sept. -Arr. 10 août 2004 : <i>JO</i> , 25 Sept. ; rect. <i>JO</i> , 1 ^{er} janv. 2005	Autorisation des espèces détenues ou autorisation de l'établissement en détenant Limitation de la cession de ces espèces	Inscription des espèces sur une liste : -d'espèces soumises à autorisation préfectorale de détention et à marquage ; -d'espèces ne pouvant être détenues que par un établissement autorisé	-cormoran, ibis sacré, bernache du Canada, perruches, tortues terrestres, etc. : -kangourou, vison d'Amérique, daim, varans, colibris, chouettes, serpents, grenouilles, etc.
Organismes nuisibles aux végétaux -C. rur., art. L. 251-3 à L. 251-3-1 -Arr. 31 juil. 2000 : <i>JO</i> , 31 août -Arr. 26 déc. 2012 : <i>JO</i> , 28 déc.	Interdiction d'introduction, de détention de transport, sauf autorisation Mesures préventives Mesures de destruction (plans de lutte notamment)	Inscription de l'espèce par arrêté sur la liste des organismes présentant un danger sanitaire de -1 ^{er} catégorie -2 ^e catégorie	Ragondin (lutte chimique sur autorisation), rat musqué, fourmi d'Argentine, etc. (lutte obligatoire) Frelon asiatique (danger sanitaire 2 ^e catégorie)

<p>Espèces non indigènes -C. envir., art L. 411-5 à L. 411-10 -Arr. 30 juil. 2010 : <i>JO</i>, 10 sept. -Arr. 2 mai 2007 : <i>JO</i>, 17 mai</p>	<p>Interdiction d'introduction seule Interdiction d'introduction, d'importation, de détention, de transport, d'utilisation, d'échange, de cession, sauf autorisation du préfet Mesures de contrôle Mesures de capture, prélèvement, garde ou destruction Plans nationaux de lutte</p>	<p>Inscription de l'espèce sur une liste ministérielle : -des animaux non indigènes et non domestiques -des végétaux non indigènes et non cultivés</p>	<p>Nouvelles listes non encore publiées Anciennes listes (pour mémoire) : -vertébrés : 22 espèces dont 14 mammifères, 4 oiseaux et 4 amphibiens : -invertébrés (non publiée, sauf frelon asiatique) -plantes (non publiée), sauf deux espèces de jussies</p>
<p>Espèces indigènes C. envir., art. L. 411-4</p>	<p>Interdiction d'introduction sauf sur autorisation du préfet</p>	<p>Inscription de l'espèce sur liste ministérielle</p>	<p>Non encore publiée</p>
<p>Espèces piscicoles -C. envir., art. L. 436-9 -C. envir., art. L. 432-10, 2° et R. 432-6 et s. ; Arr. 17 déc. 1985 : <i>JO</i>, 26 janv. 1986 et Arr. 6 aout 2013 : <i>JO</i>, 28 sept.</p>	<p>Interdiction d'introduction Autorisation du préfet pour les espèces non représentées</p>	<p>Inscription de l'espèce sur une liste : -des espèces pouvant créer des déséquilibres biologiques ; -des espèces non représentées : -des poissons carnassiers</p>	<p>-perche-soleil, poisson chat, crabe chinois, écrevisses autres qu'indigènes et grenouilles autres qu'indigènes : -espèces ne figurant pas sur la liste des espèces représentées -brochet, perche, sandre et black-bass</p>
<p>Espèces nuisibles à la santé humaine (1) -C. santé publ., art. L. 1338-4 à L. 1338-4</p>	<p>Limitation ou interdiction des cessions à titre onéreux ou gratuit d'espèces proliférantes Information de l'acheteur</p>	<p>Inscription de l'espèce animale ou végétale sur une liste publiée par décret</p>	<p>Liste non publiée</p>

(1) K. n° 2016-41, 26 janv. 2016, de modernisation de notre système de santé, art. 57 : *JO*, 27 janv.

ANNEXE 3 Les 12 propositions de la stratégie nationale relative aux EEE (MEEM 2017).

Axe I. Prévention de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes

- **Objectif 1** – Identifier et hiérarchiser les espèces exotiques envahissantes en vue de planifier les actions
- **Objectif 2** – Surveiller les espèces exotiques envahissantes et leurs voies d'introduction et de propagation
- **Objectif 3** – Renforcer et mettre en œuvre la réglementation

Axe II Interventions de gestion des espèces et restauration des écosystèmes

- **Objectif 4** – Intervenir rapidement sur les espèces exotiques envahissantes nouvellement détectées sur un territoire
- **Objectif 5** – Maîtriser les espèces exotiques envahissantes largement répandues
- **Objectif 6** – Gérer et restaurer les écosystèmes

Axe III Amélioration et mutualisation des connaissances

- **Objectif 7** – Renforcer et poursuivre l'acquisition de connaissances
- **Objectif 8** – Développer les méthodes et outils de gestion

Axe IV Communication, sensibilisation, mobilisation et formation

- **Objectif 9** – Développer des réseaux et des outils pour échanger l'information
- **Objectif 10** – Sensibiliser et collaborer avec le grand public, les acteurs économiques et politiques
- **Objectif 11** – Former les acteurs socio-économiques, les gestionnaires d'espaces et les scolaires aux invasions biologiques

Axe V Gouvernance

- **Objectif 12** – Animer la stratégie

ANNEXE 4. Liste des espèces très préoccupantes et préoccupantes en France

(source Wittman & Fores-Ferrer, 2015). Les espèces citées parmi les 100 pires dans l'UE (DAISIE 2018) sont surlignées en gris.

Espèces très préoccupantes		Espèces préoccupantes	
Nom scientifique	Nom commun	Nom scientifique	Nom commun
<i>Fallopia / Reynoutria japonica</i>	Renouée du Japon	<i>Acacia dealbata</i>	Mimosa argenté, Mimosa des fleuristes
<i>Ludwigia grandiflora</i>	Ludwigie à grandes fleurs, Jussie	<i>Araujia sericifera</i>	Faux kapok
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	Ambrosie	<i>Bunias orientalis</i>	Bunias d'Orient
<i>Myocastor coypus</i> (Ragondin	<i>Campylopus introflexus</i>	Mousse cactus
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Écrevisse de Californie	<i>Carpobrotus edulis</i>	Griffe de sorcière
<i>Procambarus clarkii</i>	Écrevisse de Louisiane	<i>Cotoneaster horizontalis</i>	Cotonéaster horizontal
<i>Acer negundo</i>	Érable Négundo	<i>Elægnus angustifolia</i>	Olivier de Bohême
<i>Elodea canadensis</i>	Élodée du Canada	<i>Euphorbia × pseudovirgata</i>	Euphorbe fausse-baguette
<i>Ludwigia peploides</i>	Jussie rampante	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Hydrocotyle fausse-renoncule
<i>Ailanthus altissima</i>	Faux-vernis du Japon, Vernis du Japon, Ailanthé	<i>Lagarosiphon major</i>	Grand Lagarosiphon
<i>Cortaderia selloana</i>	Herbe de la Pampa, Roseau à plumes	<i>Laurus nobilis</i>	Laurier sauce
<i>Fallopia / Reynoutria sachalinensis</i>	Renouée de Sakhaline	<i>Nicotiana glauca</i>	Tabac glauque
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	Berce du Caucase, Berce de Mantegazzi	<i>Panicum miliaceum</i>	Millet cultivé
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Robinier faux-acacia, Carouge	<i>Periploca graeca</i>	Bourreau-des-arbres
<i>Ondatra zibethicus</i>	Rat musqué	<i>Polygonum polystachyum</i>	Renouée à épis nombreux
<i>Azolla filiculoides</i>	Azolle fausse-fougère	<i>Senecio cineraria</i>	Séneçon Cinéraire
<i>Elodea nuttallii</i>	Élodée à feuilles étroites	<i>Spartina anglica</i>	Spartine anglaise
<i>Fallopia/ Reynoutria x-bohemica</i>	Renouée de Bohême	<i>Spartina alterniflora</i>	Spartine à feuilles alternes
<i>Solidago gigantea / canadensis</i>	Tête d'or, solidago américain	<i>Undaria pinnatifida</i>	Wakame
<i>Baccharis halimifolia</i>	Séneçon en arbre	<i>Yucca filamentosa</i>	Yucca filamenteux
<i>Egeria densa</i>	Egérie dense	<i>Yucca gloriosa</i>	Yucca superbe
<i>Phytolacca americana</i>	Raisin d'Amérique, Phytolaque américaine	<i>Alopochen aegyptiaca</i>	Ouette d'Égypte
<i>Impatiens glandulifera</i>	Basalmine de l'Himalaya	<i>Branta canadensis</i>	Bernache du Canada
<i>Orconectes limosus</i>	Écrevisse américaine	<i>Callosciurus erythraeus</i>	Écureuil de Pallas
<i>Lepomis gibbosus</i>	Perche-soleil	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune
<i>Vespa velutina</i>	Frelon à pattes jaunes, frelon asiatique	<i>Dreissena polymorpha</i>	Moule zébrée
<i>Aster / Symphyotrichum lanceolatus</i>	Aster lancéolé	<i>Harmonia axyridis</i>	Coccinelle asiatique
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Myriophylle aquatique, Myriophylle du Brésil	<i>Psittacula krameri</i>	Perruche à collier

<i>Artemisia verlotiorum</i>	Armoise des Frères Verlot, Armoise de Chine
<i>Ameiurus nebulosus</i>	Poisson-chat
<i>Trachemys scripta</i>	Tortue de Floride
<i>Bidens frondosa</i>	Bident à fruits noirs
<i>Crassula helmsii</i>	Crassule des étangs
<i>Eichhornia crassipes</i>	Jacinthe d'eau, Calamote
<i>Prunus serotina</i>	Cerisier tardif, Cerisier noir, Cerisier d'automne
<i>Datura stramonium</i>	Datura officinal
<i>Galega officinalis</i>	Galéga officinal
<i>Glyceria stricta</i>	Glycérie droite
<i>Helianthus tuberosus</i>	Topinambour
<i>Impatiens parviflora</i>	Balsamine à petites fleurs
<i>Opuntia stricta</i>	Oponce
<i>Panicum capillare</i>	Millet capillaire
<i>Panicum dichotomiflorum</i>	Millet des rizières
<i>Parthenocissus inserta</i>	Vigne vierge
<i>Pinus nigra</i>	Pin noir (native en F)
<i>Prunus laurocerasus</i>	Laurier-cerise
<i>Senecio inaequidens</i>	Séneçon du Cap
<i>Symphotrichum X salignum</i>	Aster à feuilles de saule
<i>Crepidula fornicata</i>	Crépidule
<i>Neovison vison</i>	Vison d'Amérique
<i>Crassostrea gigas</i>	Huître creuse du Pacifique

<i>Rattus norvegicus</i>	Rat surmulot
<i>Reticulitermes flavipes</i>	Termites
<i>Tamias sibiricus</i>	Tamias de Sibérie
<i>Treskiornis aethiopicus</i>	Ibis sacré
<i>Cerraticystis Plantani</i>	Chancre coloré du platane