

les espèces exotiques envahissantes

publié le 05.10.26 | par [claire bardet](#), [marc nassivera](#)

les espèces exotiques envahissantes et les invasions biologiques qu'elles causent sont l'une des cinq causes majeures de la perte de biodiversité et, historiquement, sans doute la plus importante. leur nombre ne cesse d'augmenter, menaçant la biodiversité, mais aussi l'agriculture, la santé et les sociétés humaines. cet article développe les points clefs pour comprendre l'émergence des espèces exotiques envahissantes, saisir l'ampleur des risques et explorer ce qui est réalisé pour tenter d'en limiter les impacts écologiques, sanitaires et économiques.

1. qu'est-ce qu'une espèce exotique envahissante ?

1.1. l'exemple de la nouvelle-zélande



figure 1 - kakapo (*strigops habroptilus*)
le kakapo, espèce présente uniquement en nouvelle-zélande, est classé, depuis l'an 2000, en danger critique d'extinction par l'union internationale pour la conservation de la nature.

auteur(s)/autrice(s) : jake osborne
licence : [cc-by-nc](#) source : [flickr](#)

la nouvelle-zélande fut l'un des derniers grands territoires à être colonisés par l'humain, mais il fait partie de ceux qui ont le plus durement subi les conséquences de sa présence. l'archipel fut formé avant le paléocène, époque qui marque la diversification des mammifères suite à l'extinction des dinosaures non aviaires. la nouvelle-zélande est donc dépourvue de mammifères terrestres indigènes, qui ne purent jamais coloniser l'archipel naturellement. la faune y a ainsi évolué en l'absence de mammifères prédateurs. beaucoup d'oiseaux perdirent, au cours de leur évolution, leur capacité à voler et se mirent à nicher au sol, là où sur d'autres continents ils seraient, ainsi que leurs œufs, consommés par des prédateurs. parmi ces oiseaux indigènes, on compte les emblématiques kiwis (*apteryx*), ou le kakapo (*strigops habroptilus*, figure 1), un perroquet nocturne.

ce monde isolé fut irréversiblement bouleversé à la fin du xiii^e siècle, lorsque débarquèrent sur l'île les premiers humains (les polynésiens), accompagnés de chiens et, à leur insu, de rats polynésiens (*rattus exulans*) [1a]. la faune locale commença alors à décliner : les oiseaux qui étaient incapables de voler et n'ayant pas développé de traits biologiques de défense ou de fuite, se firent consommer par les chiens, tandis que les rats polynésiens s'attaquèrent aux œufs et aux poussins des espèces qui nichaient au sol.

cinq siècles plus tard, les colons européens débarquèrent à leur tour et introduisirent de nouvelles espèces exotiques : le rat surmulot (*rattus norvegicus*) et le rat noir (*rattus rattus*), introduits accidentellement [1b], les lapins, introduits en nouvelle-zélande et en australie afin d'augmenter les ressources de chasse, et les chats, emportés afin d'empêcher la prolifération des rats sur les bateaux. plus tard, dans les années 1880, les colons européens introduisirent délibérément des mustélidés (furets, hermines, belettes, fouines et autres) pour tenter de réguler la population de lapins qui avait proliféré et était devenue incontrôlable. cependant, ces prédateurs n'ont pas consommé uniquement des lapins, qui avaient, eux, développé des comportements de fuite, mais ont participé à décimer les populations de nombreuses espèces indigènes d'oiseaux.

la colonisation humaine a déjà causé l'extinction d'au moins 60 espèces d'oiseaux de nouvelle-zélande [2a], et le rôle des espèces exotiques envahissantes dans ces extinctions fut souvent majeur [3]. l'impact de l'humain est tel qu'on estime à 50 millions d'années le temps nécessaire pour retrouver une biodiversité d'oiseaux équivalente à ce qui existait en nouvelle-zélande avant l'arrivée des premiers humains [4]. parmi les espèces d'oiseaux restantes, les trois quarts sont aujourd'hui menacées d'extinction [5], notamment à cause des rats, des chats et des autres mammifères introduits, qui tueraient environ 25 millions d'oiseaux en nouvelle-zélande chaque année [6].

1.2. les invasions biologiques, une cause historique majeure d'extinctions

le cas de la nouvelle-zélande est un exemple de l'impact des invasions biologiques sur la biodiversité. entre 1500 et 1800, les européens ont en effet apporté avec eux une myriade d'espèces sur les continents et îles qu'ils colonisaient : animaux de compagnie comme le chat ou le chien, animaux d'élevage tels que le mouton ou le cochon, animaux de gibier, comme le sanglier ou le lapin, ou encore bactéries et pathogènes. nombre de ces espèces sont devenues envahissantes et ont eu des impacts dramatiques sur la faune et la flore locale.

ainsi, depuis l'an 1500 et le début de la colonisation européenne, les invasions biologiques ont contribué à l'extinction d'environ 58 % des espèces dont les causes de disparition purent être identifiées [7a]. si les invasions biologiques constituent une cause d'extinction plus marginale chez les plantes (27 %, soit 15 des 55 espèces de plantes dont la cause d'extinction est connue), elles sont une cause dans 62 % des extinctions de vertébrés (119 sur 192) [7b].

les principales causes d'extinction de la biodiversité sont la perte des habitats, la surexploitation, le changement climatique, la pollution, et les invasions biologiques. les espèces exotiques envahissantes comptent donc parmi les grandes menaces qui pèsent aujourd'hui sur la biodiversité, et représentent par exemple la première cause d'extinction pour les amphibiens, les reptiles et les mammifères [7c].

1.3. l'explosion du nombre d'espèces exotiques pouvant devenir envahissantes

la colonisation européenne a conduit à une véritable redistribution des espèces en permettant leur transfert vers des zones situées au-delà de leurs frontières biogéographiques naturelles. cet événement marque le début de l'explosion du nombre d'espèces exotiques sur la planète [8a].

le terme « exotique » désigne une espèce vivant en dehors de sa région géographique d'origine (voir encadré *quelques éléments de vocabulaire*). il s'oppose aux espèces dites « indigènes » ou « autochtones », présentes depuis longtemps dans une région géographique, et ayant ainsi coévolué avec les autres espèces de l'écosystème. une espèce devient donc exotique lorsqu'elle est introduite dans une région où elle n'est originellement pas présente. cette introduction peut être d'origine humaine, que ce soit de manière volontaire (comme ce fut le cas avec les mammifères qui accompagnèrent les européens) ou accidentelle (comme pour les rats). beaucoup plus rarement, elle peut être causée par un processus naturel, par exemple lorsque le vent transporte des organismes lors d'ouragans, lors d'autres événements climatiques extrêmes, ou, à l'échelle des temps géologiques, lors du rapprochement de deux continents.

quelques éléments de vocabulaire

espèce exotique (*alien species* en anglais) : espèce introduite intentionnellement ou accidentellement en dehors de son aire de répartition naturelle, sans nécessairement causer d'impact négatif.

espèce exotique envahissante (*invasive alien species* en anglais) : espèce exotique qui, une fois introduite, prolifère de manière incontrôlée et cause des dommages avérés aux écosystèmes, à l'économie ou à la santé humaine.

espèce indigène (ou autochtone) (*native species* en anglais) : espèce naturellement présente dans un écosystème ou une région donnée, sans intervention humaine.

espèce indigène (ou autochtone) envahissante (*invasive native species* en anglais): espèce indigène qui, dans des conditions particulières (par exemple, disparition de son prédateur naturel), prolifère de manière incontrôlée et cause des dommages avérés à son écosystème, à l'économie ou à la santé humaine.

une espèce envahissante (ou invasive) peut donc être aussi bien exotique qu'indigène.



**figure 2 - exemples d'espèces
exotiques envahissantes
présentes en france
métropolitaine**

**en haut à gauche : moustique
tigre, *aedes albopictus*.**

**en haut à droite : ambroisie à
feuilles d'armoise, *ambrosia
artemisiifolia*.**

**en bas à gauche : ragondin,
myocastor coypus.**

**en bas à droite : griffe-de-
sorcière commune, *carpobrotus
edulis*.**

**source des images : moustique
tigre : james gathany, cdc,
domaine public, [wikimedia](#) ;
ambroisie : erwin jörg, cc by,
[infoflora](#) ; ragondin : gzen92,
cc by-sa, [wikimedia](#) ; griffe-de-
sorcière : júlio reis (tintazul),
cc by-sa, [wikimedia](#).**

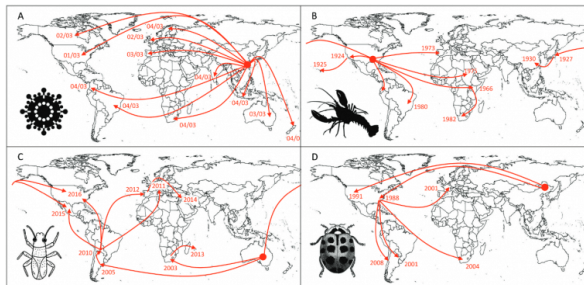
**auteur(s)/autrice(s) : voir
légende licence : [cc-by-sa](#)**

le nombre d'introductions d'espèces exotiques n'a cessé d'augmenter depuis les années 1500. on dénombrait en moyenne moins de huit nouvelles espèces exotiques par an entre 1500 et 1800 ; on en compte aujourd'hui plus de 500 par an, soit plus d'une par jour [8b]. le nombre d'espèces exotiques augmente ainsi de manière exponentielle et ne montre aucun signe de ralentissement. le changement climatique et l'augmentation des échanges internationaux sont les principales raisons de cette augmentation continue. au total, plus de 45 000 introductions de près de 17 000 espèces exotiques sont survenues depuis 1500 [8c]. toutefois, toutes les espèces exotiques ne deviennent pas nécessairement envahissantes. si la définition peut varier, une espèce exotique est généralement dite « envahissante » lorsqu'elle échappe au contrôle humain et prolifère avec succès dans les écosystèmes naturels, impactant la biodiversité locale de manière incontrôlable (figure 2). seule une minorité des espèces exotiques deviennent envahissantes [9], mais leurs impacts peuvent être catastrophiques. c'est la raison pour laquelle elles sont le sujet de nombreuses recherches et programmes d'éradication.

la figure 3 montre les parcours de quatre espèces exotiques qui se sont avérées envahissantes, pour lesquelles on notera la rapidité de la propagation mondiale.

figure 3 - dynamique de propagation mondiale de quatre espèces exotiques envahissantes

cette figure illustre la diffusion mondiale de quatre espèces exotiques envahissantes à partir de leur région d'origine. les quatre espèces sont représentatives de vecteurs d'introduction distincts : (a) le sars-cov-2, propagé par les déplacements humains internationaux depuis la chine ; (b) l'écrevisse rouge des marais (*procambarus clarkii*), redistribuée mondialement par échappement de l'aquaculture ; (c) la punaise du bronze (*thaumastocoris peregrinus*), disséminée sur du matériel végétal infecté vers les zones de plantation d'eucalyptus ; (d) la coccinelle arlequin (*harmonia axyridis*), introduite délibérément comme agent de lutte biologique. les flèches indiquent les voies de propagation et les dates correspondent à l'année d'arrivée la plus probable dans chaque région (le jour et le mois d'arrivée pour le sars-cov-2). pour des raisons de lisibilité, seule une partie des mouvements connus est représentée.



auteur(s)/autrice(s) : philip e
hulme, 2021 licence : [cc-by](#)
source : [bioscience](#)

2. expliquer et prédire les invasions biologiques

2.1. comment une espèce exotique devient-elle envahissante ?

le processus d'invasion d'un territoire par une espèce exotique envahissante suit une succession d'étapes très souvent similaires et bien documentées, illustrées par la figure 4.

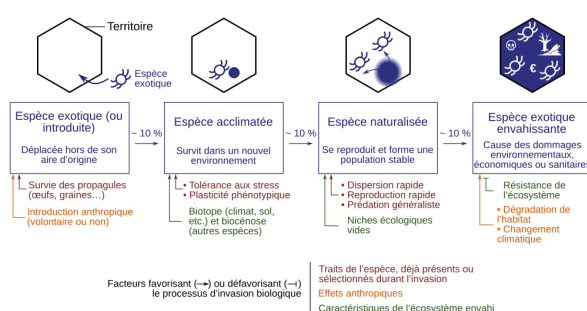


figure 4 - les différentes étapes d'une invasion biologique
les termes désignant les différents stades, choisis pour représenter les termes les plus utilisés dans la littérature française sur le sujet, sont en bleu. les caractéristiques de l'espèce introduite (rouge), de l'écosystème envahi (vert), et anthropiques (orange) influencent positivement ou négativement le processus d'invasion.

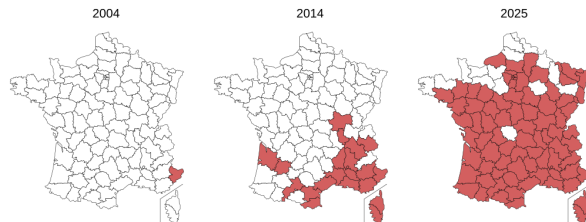
source des images : crâne :
icooon mono, domaine public,
[svg repo](#) ; pictogramme danger
pour les écosystèmes (sgh09) :
domaine public, [inrs](#).

auteur(s)/autrice(s) : claire
bardet et pascal combemorel
licence : [cc-by-nc-sa](#)

une espèce est définie comme exotique (ou introduite) si elle est amenée dans un nouveau territoire, acclimatée si on la trouve dans la nature hors du contrôle humain, naturalisée si sa population est stable grâce à une reproduction dans le milieu d'accueil, et exotique envahissante si elle prolifère et cause des dommages économiques, environnementaux ou sanitaires. en moyenne, seules environ 10 % (entre 5 et 20 %) des espèces parviennent à passer d'un stade au suivant [\[10a\]](#), ce qui fait que sur mille espèces importées, une seule deviendra une espèce exotique envahissante causant des dommages à la biodiversité. ces régularités statistiques observées connaissent de nombreuses exceptions intéressantes, notamment lorsque l'introduction est volontaire et facilitée, ou lorsque l'écosystème est particulièrement vulnérable aux invasions.

figure 5 - propagation du moustique tigre (*aedes albopictus*) en france métropolitaine, entre 2004 et 2025

en 2004, le moustique tigre n'était présent que dans le département des alpes-maritimes. en 2025, cette espèce est présente dans 81 des 96 départements de france métropolitaine. le moustique tigre est le vecteur de la dengue, du chikungunya et de la maladie à virus zika. cartes réalisées [d'après les données du ministère de la santé](#). source du fond de carte : supermanu d'après bayo, domaine public, [wikimedia](#).



auteur(s)/autrice(s) : pascal combemorel d'après les données du ministère de la santé licence : [cc0](#)

le moustique tigre (*aedes albopictus*), espèce originaire d'asie du sud-est devenue envahissante au cours du dernier siècle, illustre parfaitement la façon dont ces étapes peuvent être franchies avec plus ou moins de succès et plus ou moins rapidement (figure 5), selon trois facteurs principaux.

- a. **les traits de l'espèce introduite.** le succès envahissant du moustique tigre repose d'abord sur plusieurs de ses caractéristiques biologiques et écologiques. sa grande plasticité phénotypique - la capacité d'adaptation rapide de son phénotype aux nouvelles conditions environnementales, sans modification de son génotype - lui a permis d'élargir sa niche écologique. ses œufs, notamment, peuvent entrer en diapause lorsqu'il fait trop froid (leur métabolisme ralentit), ce qui leur permet de survivre aux hivers dans des écosystèmes tempérés [\[11\]](#). le moustique tigre se reproduit dans n'importe quelle eau stagnante, chasse pendant la journée en échappant ainsi à la concurrence des moustiques européens nocturnes, et ses femelles peuvent survivre en état de dormance sans se nourrir durant les saisons défavorables. de manière générale, les espèces exotiques envahissantes se distinguent par une forte survie des propagules (graines ou œufs) et la capacité de la population à augmenter rapidement à partir de quelques individus [\[10b\]](#). à l'inverse, les espèces très spécialisées - dépendantes d'un seul habitat, d'une seule ressource ou d'une seule autre espèce - s'adaptent moins facilement à de nouveaux milieux et présentent donc peu de risques de devenir envahissantes.

- b. *le vecteur d'introduction.* dans le cas du moustique tigre, le franchissement de la première étape - l'introduction - a été permis par le commerce international, qui facilite les échanges à l'échelle mondiale [12a]. les œufs du moustique tigre, résistants à la dessiccation, peuvent en effet effectuer de longs trajets à bord de navires ou de camions. de manière plus générale, la multiplicité et la régularité des transports internationaux augmentent la probabilité qu'un nombre suffisant d'individus d'une espèce exotique parviennent vivants à destination et puissent ainsi initier une population viable.
- c. *les caractéristiques de l'écosystème d'accueil.* enfin, la prolifération rapide du moustique tigre en france métropolitaine s'explique aussi par les caractéristiques biotiques et abiotiques du territoire envahi : des niches écologiques disponibles, une faible résistance de la biodiversité locale - notamment l'absence de prédateurs ou de compétiteurs coévoluant avec l'espèce -, ainsi que des conditions favorables telles que la présence d'eaux pluviales accumulées en milieu urbain. le changement climatique, en élargissant les zones aux hivers compatibles avec la survie de l'espèce, constitue également un facteur facilitateur croissant

2.2. certains écosystèmes sont particulièrement sensibles aux invasions

si certaines espèces possèdent des caractéristiques biologiques qui leur permettent plus facilement d'envahir un écosystème, le succès invasif d'une espèce exotique dépend aussi de l'écosystème d'accueil - certains sont plus sensibles que d'autres. cette sensibilité résulte de plusieurs phénomènes, le premier étant lié à la coévolution.

la coévolution désigne le processus par lequel des espèces vivant dans le même milieu interagissent étroitement - par exemple un prédateur et sa proie, un parasite et son hôte, ou une plante et son pollinisateur - et évoluent en s'influencant mutuellement. les espèces introduites dans un nouvel environnement n'ont pas coévolué avec les organismes locaux : elles peuvent ainsi échapper à certains des prédateurs, parasites ou compétiteurs qui limitaient leur expansion dans leurs territoires d'origine, et exploiter plus facilement les ressources disponibles dans le nouvel environnement. le cas de la nouvelle-zélande illustre bien l'importance de la coévolution : les oiseaux de ce territoire n'ayant pas coévolué avec des prédateurs terrestres, la sélection naturelle n'avait pas pu favoriser le développement de comportements de défense, et la rapidité avec laquelle les populations ont été décimées par l'introduction des chiens et les chats n'a pas permis à la sélection de favoriser l'évolution d'adaptations à ces prédateurs.

si l'espèce exotique est une proie dans son milieu d'origine, l'absence de ses prédateurs naturels dans le milieu d'accueil peut expliquer son succès invasif - c'est ce que l'on appelle « l'hypothèse de relâche des ennemis naturels » (ce fut le cas de l'introduction du lapin en nouvelle-zélande). cependant, un écosystème abritant de nombreux prédateurs généralistes est souvent plus résistant à une espèce exotique, ce qui s'expliquerait par une régulation de la population de l'espèce exotique par la prédation.

d'une manière générale, les écosystèmes insulaires sont particulièrement vulnérables aux invasions (figure 6). leur isolement géographique a souvent conduit les espèces qui y vivent à évoluer sans prédateurs ni compétiteurs directs. ces organismes deviennent des proies faciles ou voient leurs ressources (habitat, nourriture) accaparées par les nouveaux arrivants. la plupart des extinctions pour lesquelles des espèces exotiques ont été mises en cause concernaient des espèces insulaires (86 %) [7d] et, entre 1500 et

1800 (c'est-à-dire entre le début du commerce mondial et le début de la révolution industrielle), l'intégralité des extinctions documentées concernèrent des îles [13]. les îles (nouvelle-zélande, caraïbes, hawaï, île maurice...) ont donc été particulièrement sensibles aux invasions, ce qu'on appelle le « syndrome insulaire ».

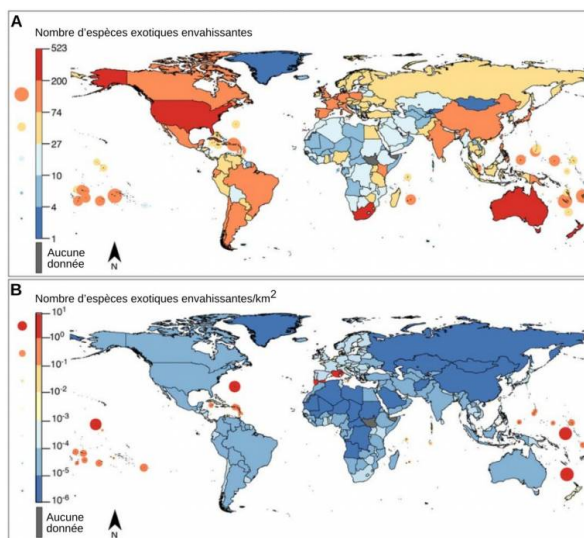


figure 6 - nombre et densité d'espèces exotiques envahissantes par pays (hors territoires ultramarins)
a. nombre d'espèces exotiques envahissantes par pays. b. densité d'espèces exotiques envahissantes au kilomètre carré. par souci de lisibilité, les petites îles sont représentées par des cercles. on notera leur surexposition aux invasions biologiques par rapport à leur taille. cartes basées sur les données du *global invasive species database* et *cabi invasive species compendium*, avec un total de 1517 espèces exotiques envahissantes recensées.

auteur(s)/autrice(s) : turbelin et coll., 2017, traduit par pascal combemorel licence : [cc-by](#) source : [global ecology and biogeography](#)

les écosystèmes continentaux peuvent eux aussi être affectés, mais leur biodiversité plus diverse et leurs chaînes trophiques plus complexes offrent souvent une meilleure résistance à l'installation d'espèces exotiques envahissantes. en revanche, les milieux simplifiés par l'activité humaine - zones urbaines, terres agricoles, milieux perturbés - favorisent aussi l'installation de ces espèces. de même, le dérèglement climatique et les introductions biologiques passées peuvent rendre les écosystèmes plus sensibles à de futures invasions, menant à un véritable « effet boule de neige » : un cercle vicieux où plus l'écosystème a subi des invasions par le passé et plus il est susceptible d'en subir de nouvelles [14]. la vulnérabilité d'un écosystème à l'invasion ne dépend donc pas seulement de l'espèce qui s'y introduit, mais aussi du degré de complexité de son réseau d'interactions ainsi que des perturbations que subit cet écosystème. si l'on considère généralement qu'une communauté plus diversifiée sera plus résistante à l'invasion, une méta-analyse récente a montré que ce n'était pas toujours le cas pour les plantes exotiques envahissantes [15].

3. les impacts sur la biodiversité et sur les sociétés

3.1. les « pires » espèces exotiques envahissantes dans le monde

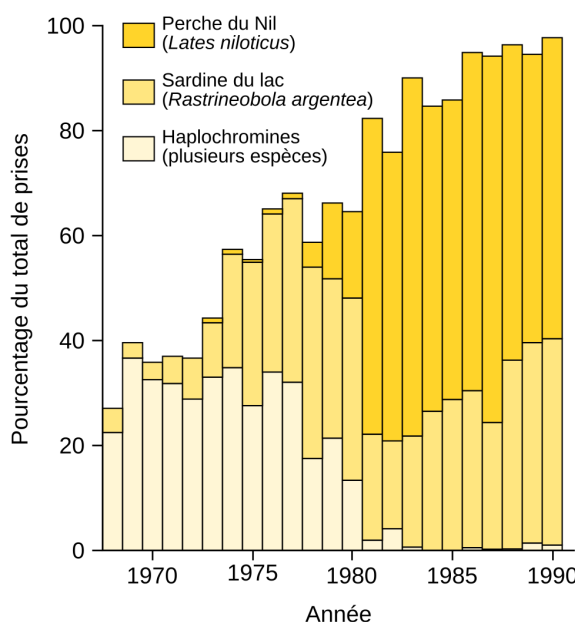


figure 7 - évolution des captures commerciales, au Kenya, de poissons du lac victoria

ce graphique montre l'évolution de la composition des captures commerciales, au Kenya, de poissons dans les eaux du lac victoria entre 1968 et 1990. il illustre l'effondrement des populations d'haplochromines indigènes à partir de la toute fin des années 1970, concomitant à l'explosion de la perche du nil, espèce exotique envahissante. avant 1981, les autres poissons attrapés, en dehors des trois taxons représentés, étaient principalement des protoptères (*protopterus*), des poissons-chats (*synodontis* et *clarias*), des carpes (*labeo* et *barbus*), des poissons du genre *mormyrus* et des cichlidés de la tribu des *tilapiini*, aussi bien indigènes qu'introduits (*oreochromis* et *tilapia*). d'après [16].

auteur(s)/autrice(s) : pascal combemorel d'après les kaufman, 1992 licence : [cc-by](#)

les espèces exotiques envahissantes ont un impact négatif important sur les espèces indigènes, dont certaines populations s'effondrent face à ces nouvelles arrivantes, comme lors du cas bien documenté, au Kenya, de l'introduction de la perche du nil dans le lac victoria. la perche du nil, en consommant certains poissons indigènes, serait l'un des facteurs à l'origine de la diminution de leur population (figure 7).

en l'an 2000, l'union internationale pour la conservation de la nature (uicn) a mis en place une liste, intitulée *100 espèces parmi les pires espèces exotiques envahissantes au monde* [17], qui répertorie 100 espèces de premier plan, toutes connues pour être extrêmement délétères pour la biodiversité et pour les activités humaines et nécessitant une action urgente. ces 100 espèces appartiennent à de nombreux taxons (plantes, vertébrés, insectes, micro-organismes et champignons), provenant de tous les continents et de tous les milieux, terrestres comme marins.

parmi ces « pires » espèces exotiques envahissantes figurent en premier lieu des prédateurs, puisqu'ils modifient profondément la biodiversité en s'attaquant directement à la faune locale. un des « pires » prédateurs est sans aucun doute *felis catus*, le chat domestique. les chats ont voyagé avec les humains et peuplé tous les continents à l'exception de l'antarctique, et même certains archipels parmi les plus reculés. les chats sont des chasseurs généralistes et opportunistes qui s'attaquent à un large éventail d'animaux : oiseaux, mammifères, reptiles, amphibiens, poissons et même invertébrés. les chiffres sont alarmants. au canada, on estime que les chats domestiques tuent entre 100 et 350 millions d'oiseaux par an, ce qui en fait la première cause de mortalité aviaire liée aux activités humaines dans le pays [18]. même phénomène en australie, où les chats tuent en moyenne 377 millions d'oiseaux par an (soit un million par jour, ou presque 12 000 par seconde...) [19] ainsi qu'environ 649 millions de reptiles [20]. aux états-unis, où le nombre de chats domestiques est plus élevé, et le pays plus grand, le nombre d'oiseaux tués se situe entre 1,3 et à 4,0 milliards, auxquels s'ajoutent entre 6,3 et 22,3 milliards de mammifères, entre 258 et 822 millions de reptiles et entre 95 et 299 millions d'amphibiens [21a]. les chats domestiques sont ainsi la principale cause de mortalité directement liée à l'activité humaine pour les oiseaux et les petits mammifères aux états-unis [21b], même si ce nombre ne reflète pas directement l'impact sur l'écologie des populations prédatées [22a]. la menace écologique est sûrement plus importante encore en australie, où le chat a été plus récemment introduit et forme une pression prédatrice nouvelle pour des espèces de proies sans défenses, notamment des mammifères [22b]. dans le monde, le chat est ainsi le mammifère menaçant le plus d'espèces, mettant en danger ou ayant causé l'extinction de 430 espèces depuis l'an 1500. complètent ce classement les rongeurs (420 espèces) et les chiens (156 espèces) [23].

parmi les autres espèces exotiques envahissantes aux impacts importants, on compte des herbivores. introduits en dehors de leur aire de répartition, les herbivores peuvent se multiplier en l'absence de leurs prédateurs naturels régulant leur population. cette prolifération entraîne la destruction de la végétation locale et entre en compétition avec les herbivores endémiques. par exemple, l'agrile du frêne (*agrilus planipennis*), un coléoptère originaire d'asie, détruit massivement les frênes des forêts européennes et nord-américaines.

chez les champignons, l'espèce *batrachochytrium dendrobatidis*, est responsable de la chytridiomycose, une maladie qui décime les amphibiens du monde entier [24]. ce champignon invasif a déjà causé l'extinction de nombreuses espèces d'amphibiens, comme la remarquable grenouille dorée, *atelopus zeteki*, qui ne subsiste plus qu'en captivité.

ainsi, à l'heure où le nombre d'espèces exotiques envahissantes augmente à une vitesse alarmante, elles sont listées parmi les menaces pesant sur 42 % des espèces classées dans les listes d'espèces menacées ou en danger [\[25\]](#).

3.2. des impacts socio-économiques conséquents

les invasions biologiques ont également des conséquences sur les activités humaines, la santé et l'économie.

les insectes sont sans doute parmi les espèces aux impacts socio-économiques les plus importants. ils sont vecteurs de maladies infectieuses (comme le paludisme, la dengue ou la maladie à virus zika), transmettent certaines maladies au bétail et ravagent les cultures et les stocks alimentaires. le moustique tigre, évoqué précédemment, a envahi tous les continents à l'exception de l'antarctique, transportant avec lui des maladies infectieuses particulièrement dangereuses tels que le chikungunya, la dengue, la maladie à virus zika ou la fièvre jaune. alors que le changement climatique le pousse vers de plus hautes latitudes et qu'il s'établit peu à peu en europe, la dengue et le chikungunya pourraient bientôt devenir des maladies présentes dans toute l'europe [\[26\]](#), augmentant les coûts socio-économiques. les maladies à transmission vectorielle causent plus de 700 000 décès chaque année - le paludisme seul touche environ 250 millions de personnes dans le monde et cause plus de 600 000 décès chaque année [\[27\]](#). l'arrivée massive en europe de ces maladies pourrait donc avoir des conséquences sanitaires graves, notamment pour les jeunes enfants qui sont les plus à risque.

outre la santé humaine, les espèces exotiques envahissantes peuvent causer de grands dommages à l'agriculture. à partir de la fin du xix^e siècle, les vignes européennes ont été envahies par le phylloxéra de la vigne (*daktulosphaira vitifoliae*), un puceron ravageur importé accidentellement des états-unis. les pieds de vignes européens, sensibles aux piqûres de cet insecte, ont rapidement été décimés, malgré des tentatives pour limiter l'invasion. seuls les pieds de vigne américains, qui avaient coévolué avec le phylloxéra, furent capables de résister au puceron. c'est uniquement grâce à l'import de porte-greffes américains, résistants au phylloxéra, que les vignes ne disparurent pas d'europe lors de cette crise agricole et économique sans précédent.

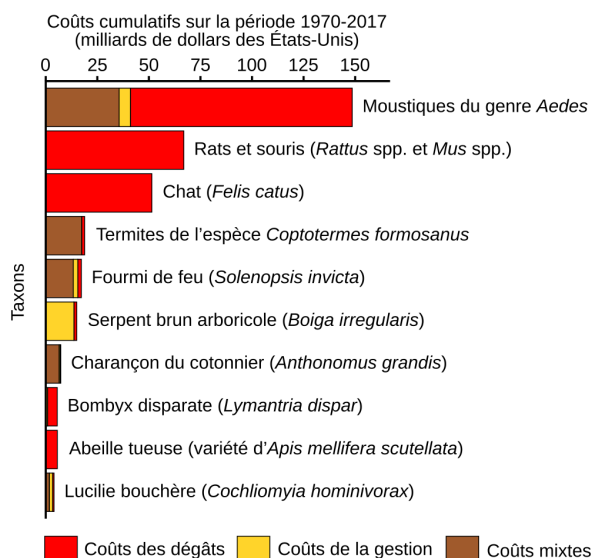


figure 8 - taxons ayant engendré les coûts économiques les plus élevés dans le monde entre 1970 et 2017

classement des dix taxons (espèces ou genres) dont les invasions biologiques ont engendré les coûts économiques les plus élevés entre 1970 et 2017. les coûts, exprimés en milliards de dollars des états-unis, sont classés en trois catégories : les dommages (pertes économiques liées aux impacts directs et indirects des envahisseurs), les dépenses de gestion (ressources allouées à la lutte, la prévention ou l'éradication) et les coûts mixtes, où les deux précédentes catégories ne peuvent être distinguées. d'après [28a].

une version actualisée avec des données plus récentes, ainsi que d'autres figures sur les coûts des espèces exotiques envahissantes, peuvent être visualisées de manière interactive sur le site [invacost](https://www.invacost.org).

auteur(s)/autrice(s) : pascal combemorel d'après diagne et coll., 2021 licence : [cc-by](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

les invasions par des insectes et leurs impacts sur la santé et l'agriculture augmentent avec l'intensification du commerce international qui augmente le risque d'introduction d'espèces exotiques [12b]. de plus, le dérèglement climatique rend certains écosystèmes moins résistants aux invasions biologiques via des perturbations plus fréquentes qui fragilisent leurs réseaux d'interactions écologiques, tandis que l'augmentation des températures peut élargir les zones potentielles de propagation des insectes exotiques. enfin, le système agricole conventionnel est d'autant plus sensible aux invasions biologiques qu'il exploite de grandes parcelles en monoculture clonale, faiblement résistantes et résilientes à ces nouvelles introductions. d'après une étude globale, les insectes envahissants coûtent au minimum 70 milliards de dollars par an à l'échelle mondiale, tandis que les coûts sanitaires associés dépassent 6,9 milliards de dollars par an [29]. ce chiffre est certainement une sous-estimation du coût réel, beaucoup de pays ne possédant pas d'organisme de suivi des espèces exotiques

envahissantes.

au total, on estime que les espèces exotiques envahissantes ont coûté plus de 2 000 milliards de dollars dans le monde depuis 1970, les coûts liés aux dégâts étant supérieurs aux coûts de gestion [28b]. ces coûts sont sûrement sous-estimés, et mieux connus pour les espèces bien étudiées et à fort impact telles que les moustiques, les rats et les chats domestiques (figure 8).

4. conserver la biodiversité et lutter contre les espèces exotiques envahissantes

4.1. protection et éradication

alors que les risques liés aux invasions biologiques ne cessent d'augmenter en raison du changement climatique et de l'intensification du commerce international, lutter contre une espèce exotique envahissante demande des moyens de surveillance et d'action particulièrement conséquents. dans certains cas, il est possible d'éradiquer complètement l'espèce par la destruction de nids, l'arrachage des plantes ou encore la chasse.

il y a encore une trentaine d'années, l'éradication n'était techniquement envisageable que pour certaines petites îles, en général non habitées, et contre des espèces exotiques envahissantes isolées et peu dispersées [30a]. un exemple connu de telles campagnes est l'éradication du lapin et de la chèvre sur l'île ronde (océan indien), pour protéger les espèces végétales des dégâts causés par ces herbivores [30b]. la nouvelle-zélande et l'australie, les plus touchées par les espèces exotiques envahissantes, sont les plus expérimentées dans le domaine de l'éradication. dès les années 1980, la nouvelle-zélande s'engagea dans les premières tentatives d'éradication d'envergure, empoisonnant les rats sur plusieurs îles afin d'y établir des sanctuaires pour les oiseaux menacés d'extinction [31][32].

depuis les années 2000, un collectif de scientifiques, gestionnaires et parties prenantes, se sont associés pour mettre à jour une base de données recensant à l'échelle mondiale l'ensemble des éradications réussies. des articles scientifiques et rapports ont appuyé les bénéfices de ces éradications [33][34]. cependant à moins d'éliminer, à l'échelle du pays, tous les mammifères invasifs, le risque d'une réinvasion sur certaines îles est constante. la nouvelle-zélande a donc lancé le programme « predator free 2050 », qui vise à éliminer tous les prédateurs invasifs d'ici le milieu du siècle [2b]. un programme d'éradication coûteux, mais qui n'est rien par rapport aux dommages économiques causés par les espèces exotiques envahissantes.

en europe, le programme *daisie (delivering alien invasive species in europe)* a publié des informations sur plus de 12 000 taxons envahissants, afin de mieux surveiller et réduire leurs impacts sur la biodiversité européenne. les citoyens peuvent également participer à la production de connaissances sur les espèces qu'ils observent [35]. grâce à ces informations, il devient possible de limiter l'expansion de certaines espèces exotiques envahissantes. par exemple, des campagnes de sensibilisation ont ainsi permis de réduire les zones de ponte des moustiques tigres en france.

toutefois, beaucoup de mesures de lutte contre les espèces exotiques envahissantes se sont historiquement révélées contre-productives du fait de moyens actions non

appropriés ou sans étude préalable de l'écosystème où il avait été décidé d'agir. longtemps, la lutte contre les espèces exotiques envahissantes consistait en l'introduction d'une nouvelle espèce pour tenter de réguler la première, comme l'introduction des mustélidés en nouvelle-zélande pour chasser les lapins, qui n'ont pas uniquement consommé les lapins mais plutôt la faune indigène (voir 1.1). en indonésie, la cicadelle brune (*nilaparvata lugens*), un insecte ravageur des cultures de riz, a proliféré suite aux épandages d'insecticides, qui avaient pourtant comme objectif de l'éliminer. les insecticides exterminaient en réalité surtout certaines araignées, prédateurs de la cicadelle brune [36]. en l'absence de ces prédateurs, la cicadelle brune a proliféré.

s'il est coûteux d'éradiquer les espèces, le plus simple et le plus efficace est avant tout de limiter l'arrivée de nouvelles espèces exotiques. en nouvelle-zélande, les entrées sur l'île sont sévèrement contrôlées, et les bagages sont inspectés afin de limiter l'introduction involontaire de graines ou d'animaux. enfin, le problème des espèces exotiques envahissantes étant avant tout causé par les échanges entre pays, certains appellent à des accords internationaux pour mieux réguler les échanges, dans le cadre d'une approche *one biosecurity* [37]. pour l'instant, les réglementations mentionnant les espèces exotiques envahissantes sont plus ou moins pertinentes selon les pays du monde (figure 9), pas toujours corrélées avec la menace d'invasion estimée (figure 10), et manquent cruellement d'application effective.

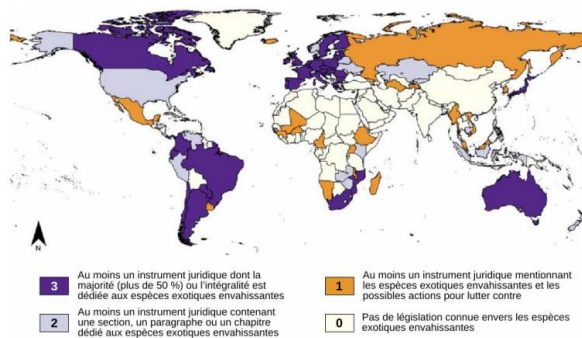
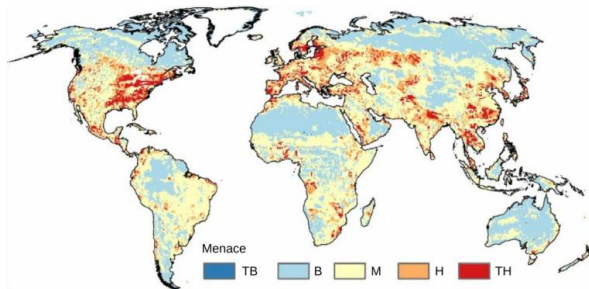


figure 9 - distribution mondiale des instruments juridiques nationaux relatifs aux espèces exotiques envahissantes cette carte indique, pour chaque pays, si ses lois ciblent et contraignent directement les espèces exotiques envahissantes ou se limitent à des textes environnementaux généraux. plus le score est élevé, plus la législation est précisément orientée vers les espèces exotiques envahissantes. les pays riches et certaines petites îles tropicales, qui recensent aussi le plus grand nombre d'espèces exotiques envahissantes, disposent généralement des lois les plus ciblées. les données sur les instruments juridiques (traités, lois...) ont été obtenues par anna turbelin et ses collaborateurs en 2016, à partir de la base de données [ecolex](#).

auteur(s)/autrice(s) : turbelin et coll., 2017, adapté par pascal combemorel licence : [cc-by](#) source : [global ecology and biogeography](#)

figure 10 - distribution mondiale de la menace d'invasion par des espèces exotiques envahissantes au xxie siècle

carte mondiale de la menace d'invasion par des espèces exotiques envahissantes, combinant les risques d'introduction (liés aux capacités de transport et à la densité de population) et d'établissement (liés aux perturbations préexistantes du milieu, par exemple l'agriculture, le régime de feux et les impacts du changement climatique). environ 17 % des terres émergées présentent un niveau de menace élevé ou très élevé (orange et rouge). tb : très basse ; b : basse ; m : moyenne ; h : haute ; th : très haute.



auteur(s)/autrice(s) : early et coll., 2016, traduit par pascal combemorel licence : [cc-by](#)
source : [nature communications](#)

dans les systèmes agricoles, lorsqu'il est trop tard pour empêcher l'introduction d'une espèce exotique envahissante, il reste possible de tenter de limiter son expansion par des mesures éco-paysagères freinant sa dispersion. par exemple, les systèmes de culture en agroforesterie, par rapport aux monocultures, semblent agir comme filtre environnemental contre la propagation des espèces exotiques envahissantes [38].

4.2. limites de ces mesures

le principal obstacle aux mesures de protection et d'éradication est le coût économique. l'organisme *predator free 2050*, lancé en novembre 2016 en nouvelle-zélande, avait ainsi un budget initial de 28 millions de dollars sur les quatre premières années. en mai 2025, le gouvernement néo-zélandais a annoncé la fermeture du programme dans une vague de réduction des coûts. si les coûts des mesures de protection et d'éradication sont conséquents, les conséquences économiques d'une espèce exotique envahissante dépassent largement les montants consacrés à la prévention des invasions [39]. bien qu'il soit impossible de les chiffrer avec précision, certains experts estiment que ces espèces exotiques envahissantes coûtent à la nouvelle-zélande près d'un milliard d'euros chaque année [40].

par ailleurs, certaines mesures, pourtant essentielles à la préservation de la

biodiversité, se heurtent à une forte impopularité. en australie, par exemple, malgré l'impact considérable des chats sur la faune locale (voir 3.1), les programmes d'éradication de cette espèce exotique envahissante rencontrent une faible acceptabilité sociale, le chat demeurant un animal domestique très apprécié. il est donc crucial de dialoguer avec les populations locales afin de mieux faire comprendre l'ampleur des dommages que cette espèce cause aux écosystèmes.

5. conclusion

les invasions biologiques ne sont pas un phénomène récent. elles existent depuis la préhistoire et la colonisation progressive des continents par l'être humain. cependant, aujourd'hui, le nombre d'invasions biologiques explose et le rythme s'accélère, menaçant des centaines de milliers d'espèces. les invasions biologiques sont une des cinq grandes causes de la perte de biodiversité dans le monde. elle est une cause majeure des changements globaux qui affectent la biosphère. mais elle en est aussi la conséquence, car le changement climatique exacerbe le phénomène. les invasions biologiques apparaissent ainsi à la fois comme un symptôme et un moteur du bouleversement planétaire en cours, illustrant la profonde interdépendance entre les activités humaines et le vivant.

CRÉDITS

AUTEUR(S)/AUTRICE(S)

[claire bardet](#)

étudiante en écologie/évolution au département de biologie de l'ens-psl, elle suit le master sciences de la durabilité de l'école normale supérieure, et s'intéresse à tous les sujets liant la biodiversité et les actions humaines.

[marc nassivera](#)

étudiant en première année de master à l'école normale supérieure de paris. il se passionne pour l'écologie de la conservation et la réponse des espèces et des écosystèmes aux changements globaux.

RELECTURE SCIENTIFIQUE

[elsa bonnaud](#)

maître de conférences à l'université paris-saclay depuis 2011, elle est titulaire d'un doctorat en écologie et dynamique des populations.

RELECTURE ÉDITORIALE ET MISE EN LIGNE

[pascal combemorel](#)

agréé de svt, il est le responsable éditorial du site planet-vie depuis septembre 2016.

LICENCE DU TEXTE DE L'ARTICLE



creative commons - attribution - pas d'utilisation commerciale - partage dans les mêmes conditions

bibliographie

1

a
b

holdaway, r. n. (1999). introduced predators and avifaunal extinction in new zealand. (r. d. e. macphee, éd.). boston, ma: springer us. http://doi.org/10.1007/978-1-4757-5202-1_9

2

a
b

towards a predator free new zealand: predator free 2050 strategy. (2020). wellington, new zealand: department of conservation.

3

garcia-r, j. c., & di marco, m. . (2020). drivers and trends in the extinction risk of new zealand s endemic birds. *biological conservation*, 249, 108730. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108730> (original work published 2026)

4

valente, l. ., etienne, r. s., & garcia-r., j. c. (2019). deep macroevolutionary impact of humans on new zealand's unique avifauna. *current biology*, 29, 2563-2569. <http://doi.org/10.1016/j.cub.2019.06.058> (original work published 2026)

5

joy, m. ., mclean, s. ., & meduna, v. . (2019). despite its green image, nz has world's highest proportion of species at risk. *the conversation*. <http://doi.org/10.64628/aa.y6dguut9a> (original work published 2026)

6

(2020). longue vie au kaka !. consulté à l'adresse <https://www.wwf.fr/vous-informer/effet-panda/longue-vie-au-kaka>

7

a
b
c

bellard, c. ., cassey, p. ., & blackburn, t. m. (2016). alien species as a driver of recent extinctions. *biology letters*, 12, 20150623. <http://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623> (original work published 2026)

8

a
b
c

seebens, h. ., blackburn, t. m., dyer, e. e., genovesi, p. ., hulme, p. e., jeschke, j. m., ... essl, f. . (2017). no saturation in the accumulation of alien species worldwide. *nature communications*, 8, 14435. <http://doi.org/10.1038/ncomms14435> (original work published 2026)

9

(1993). harmful non-indigenous species in the united states. washington, dc. consulté à l'adresse <https://ota.fas.org/reports/9325.pdf>

10

a
b

williamson, m. ., & fitter, a. . (1996). the varying success of invaders. *ecology*, 77, 1661-1666. consulté à l'adresse <https://www.jstor.org/stable/2265769>

11

chabasse, d. . (2023). aedes albopictus, le "moustique tigre", vecteur de la dengue, du chikungunya et du zika, s'implante durablement en france métropolitaine. *revue francophone des laboratoires*, 2023, 51-59. [http://doi.org/10.1016/s1773-035x\(23\)00215-0](http://doi.org/10.1016/s1773-035x(23)00215-0) (original work published 2026)

12

a
b

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. <http://doi.org/10.1007/s10530-007-9138-5> (original work published 2026)

13

baillie, j. ., hilton-taylor, c. ., & stuart, s. n. (éd.). (2004). *2004 iucn red list of threatened species: a global species assessment*. gland, switzerland: iucn—the world conservation union. consulté à l'adresse <https://portals.iucn.org/library/node/9830>

14

braga, r. r., aparicio, g. ., heger, t. ., vitule, j. r. s., & jeschke, j. m. (2018). *invasional meltdown hypothesis*. (j. m. jeschke & t. . heger, éd.). wallingford: cabi. <http://doi.org/10.1079/9781780647647.0079>

15

thakur, m. p., gu, z. ., van kleunen, m. ., & zhou, x. . (2025). *invasion impacts in terrestrial ecosystems: global patterns and predictors*. *science*, 390, 381-385. <http://doi.org/10.1126/science.adq3101> (original work published 2026)

16

kaufman, l. . (1992). *catastrophic change in species-rich freshwater ecosystems*. *bioscience*, 42, 846-858. <http://doi.org/10.2307/1312084> (original work published 2026)

17

boudjelas, s. ., browne, m. ., de poorter, m. ., & lowe, s. . (2000). *100 of the world's worst invasive alien species : a selection from the global invasive species database*. iucn. consulté à l'adresse <https://portals.iucn.org/library/node/8565>

18

blancher, p. . (2013). *estimated number of birds killed by house cats (felis catus) in canada*. *avian conservation and ecology*, 8, art3. <http://doi.org/10.5751/ace-00557-080203>

19

woinarski, j. ., murphy, b. ., legge, s. ., garnett, s. ., lawes, m. ., comer, s. ., ... woolley, l. . (2017). *how many birds are killed by cats in australia?*. *biological conservation*, 214, 76-87. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.08.006> (original work published 2026)

20

woinarski, j. c. z., murphy, b. p., palmer, r. ., legge, s. m., dickman, c. r., doherty, t. s., ... stokeld, d. . (2018). *how many reptiles are killed by cats in australia?*. *wildlife research*, 45, 247-266. <http://doi.org/10.1071/wr17160> (original work published 2026)

21

a
b

loss, s. r., will, t. ., & marra, p. p. (2013). *the impact of free-ranging domestic cats on wildlife of the united states*. *nature communications*, 4, 1396. <http://doi.org/10.1038/ncomms2380> (original work published 2026)

22

a
b

philippe-lesaffre, m. ., bradshaw, c. j. a., castañeda, i. ., llewelyn, j. ., dickman, c. r., lepczyk, c. a., ... bonnaud, e. . (2025). *differential predation patterns of free-ranging cats among continents*. *ecography*, 2025, e07169. <http://doi.org/10.1111/ecog.07169> (original work published 2026)

23

doherty, t. s., glen, a. s., nimmo, d. g., ritchie, e. g., & dickman, c. r. (2016). *invasive predators and global biodiversity loss*. *proceedings of the national academy of sciences*, 113, 11261-11265. <http://doi.org/10.1073/pnas.1602480113> (original work published 2026)

24

wake, d. b., & vredenburgh, v. t. (2008). *are we in the midst of the sixth mass extinction? a view from the world of amphibians*. *proceedings of the national academy of sciences*, 105, 11466-11473. <http://doi.org/10.1073/pnas.0801921105> (original work published 2026)

25

pimentel, d. ., zuniga, r. ., & morrison, d. . (2005). *update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the united states*. *ecological economics*, 52, 273-288. <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.10.002> (original work published 2026)

26

farooq, z. ., segelmark, l. ., rocklöv, j. ., lillepold, k. ., sewe, m. o., briet, o. j. t., & semenza, j. c. (2025). *impact of climate and aedes albopictus establishment on dengue and chikungunya outbreaks in europe: a time-to-event analysis*. *the lancet planetary health*, 9, e374–e383. [http://doi.org/10.1016/s2542-5196\(25\)00059-2](http://doi.org/10.1016/s2542-5196(25)00059-2) (original work published 2026)

27

(2024). *vector-borne diseases*. consulté à l'adresse <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/vector-borne-diseases>

28

a
b

diagne, c. ., leroy, b. ., vaissière, a.-c. ., gozlan, r. e., roiz, d. ., jarić, i. ., ...
courchamp, f. . (2021). high and rising economic costs of biological invasions
worldwide. *nature*, 592, 571-576. <http://doi.org/10.1038/s41586-021-03405-6> (original
work published 2026)

29

bradshaw, c. j. a., leroy, b. ., bellard, c. ., roiz, d. ., albert, c. ., fournier, a. ., ...
courchamp, f. . (2016). massive yet grossly underestimated global costs of invasive
insects. *nature communications*, 7, 12986. <http://doi.org/10.1038/ncomms12986>
(original work published 2026)

30

a
b

chapuis, j.-l. ., barnaud, g. ., bioret, f. ., lebouvier, m. ., & pascal, m. . (1995).
l'éradication des espèces introduites, un préalable à la restauration des milieux
insulaires. cas des îles françaises. *natures sciences sociétés*, 3, s51—s65.
<http://doi.org/10.1051/nss/199503s051>

31

taylor, r. h., & thomas, b. w. (1993). rats eradicated from rugged breaksea island (170
ha), fiordland, new zealand. *biological conservation*, 65, 191-198.
[http://doi.org/10.1016/0006-3207\(93\)90052-3](http://doi.org/10.1016/0006-3207(93)90052-3)

32

towns, d. r., & ballantine, w. . (1993). conservation and restoration of new zealand
island ecosystems. *trends in ecology & evolution*, 8, 452-457.
[http://doi.org/10.1016/0169-5347\(93\)90009-e](http://doi.org/10.1016/0169-5347(93)90009-e) (original work published 2026)

33

genovesi, p. ., & carnevali, l. . (2011). invasive alien species on european islands:
eradications and priorities for future work. iucn, gland, switzerland/auckland new
zealand.

34

spatz, d. r., holmes, n. d., will, d. j., hein, s. ., carter, z. t., fewster, r. m., ... russell,
j. c. (2022). the global contribution of invasive vertebrate eradication as a key island
restoration tool. *scientific reports*, 12, 13391. <http://doi.org/10.1038/s41598-022-14982-5> (original work published 2026)

35

crowl, t. a., crist, t. o., parmenter, r. r., belovsky, g. ., & lugo, a. e. (2008). the
spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change.
frontiers in ecology and the environment, 6, 238-246. <http://doi.org/10.1890/070151>
(original work published 2026)

36

carrol, s. b. (2016). an other king of cancer.

37

hulme, p. e. (2021). advancing one biosecurity to address the pandemic risks of
biological invasions. *bioscience*, 71, 708-721. <http://doi.org/10.1093/biosci/biab019>
(original work published 2026)

38

ramos, n. c., gastauer, m. ., cordeiro, a. d. a. c., & meira-neto, j. a. a. (2015).
environmental filtering of agroforestry systems reduces the risk of biological
invasion. *agroforestry systems*, 89, 279-289. <http://doi.org/10.1007/s10457-014-9765-7> (original work published 2026)

39

angulo, e. ., hoffmann, b. d., ballesteros-mejia, l. ., taheri, a. ., balzani, p. ., bang, a.
. ., ... courchamp, f. . (2022). economic costs of invasive alien ants worldwide.
biological invasions, 24, 2041-2060. <http://doi.org/10.1007/s10530-022-02791-w>
(original work published 2026)

40

lefeuvre, j.-c. . (2013). *les invasions biologiques: un danger pour la biodiversité*.
paris: buchet-chastel.