

Sauvegarde de la faune sauvage: quel rôle pour la dé-extinction ?

Fabrice Teletchea, Alexandre Robert

▶ **To cite this version:**

Fabrice Teletchea, Alexandre Robert. Sauvegarde de la faune sauvage: quel rôle pour la dé-extinction ?. Revue semestrielle de droit animalier, 2019, pp.249-260. mnhn-02553952

HAL Id: mnhn-02553952
https://mnhn.hal.science/mnhn-02553952

Submitted on 24 Apr 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Sauvegarde de la faune sauvage : quel rôle pour la de-extinction ?

Fabrice Teletchea[1] & Alexandre Robert[2]

[1]Université de Lorraine, UR AFPA, USC INRA, Vandœuvre-lès-Nancy, France
03.72.74.56.96.
Fabrice.teletchea@univ-lorraine.fr

[2]CESCO UMR 7204 MNHN-CNRS-SU
43 rue Buffon, 75005 Paris, France
+33 1 40 79 57 27
alexandre.robert@mnhn.fr

Introduction

Parmi les presque 4 milliards d'espèces qui ont évolué sur la Terre au cours des 3,5 milliards d'années, près de 99% ont disparu (Barnosky et al., 2011). Ceci montre ô combien les extinctions d'espèces sont communes. Néanmoins, le rythme d'extinction est irrégulier au cours de l'évolution et notamment les paléontologistes reconnaissent cinq extinctions de masse, soit lorsque la Terre perd plus des trois-quarts de ces espèces dans un temps géologiquement court (typiquement moins de deux millions d'années) (Barnosky et al., 2011). Ces cinq extinctions ont eu lieu près de la fin de cinq périodes : l'Ordovicien, Dévonien, Permien, Triasique, et Crétacé. Les caractéristiques communes à ces cinq extinctions de masse suggèrent que des synergies clés pourraient impliquer des dynamiques climatiques inhabituelles (e.g., refroidissement ou réchauffement global), composition atmosphérique (e.g., modification des niveaux de H_2S ou CO_2) et des stress écologiques anormalement intenses (e.g., période d'anoxie) qui pourraient affecter les différents lignages, parmi lesquels les mammifères, oiseaux, poissons actinoptérygiens, mollusques bivalves et crustacés décapodes (Barnosky et al., 2011).

Aujourd'hui, il est maintenant établi que la biodiversité connait une crise majeure, qui est le plus souvent décrite comme la sixième extinction de masse (Barnosky et al., 2011) ou extinction Anthropocène étant donné que les impacts humains sont au moins aussi importants que les processus naturels (Wuerthner et al., 2014 ; Corlett, 2015). Une preuve évidente de cette crise de la biodiversité est la taux d'extinction des espèces calculé au cours des dernières décennies qui est beaucoup plus élevé que ceux estimés dans le registre fossile (Barnosky et al., 2011 ; De Vos et al., 2014). Les estimations actuelles du taux d'extinction sont 1000 fois supérieures au taux naturel de bruit de fond d'extinction (soit environ 0,1 extinction par millions d'espèces par an) et les taux futurs seront probablement 10000 fois supérieurs (De Vos et al., 2014).

Parmi les espèces en danger les plus charismatiques pour lesquelles le statut d'extinction a été formellement évalué par l'Union Internationale pour le Conservation de la Nature (IUCN) se trouvent les mammifères terrestres et marins (IUCN, Liste rouge). Sur terre, diverses espèces d'équidés, de gomphothères, de paresseux géants, et de mammouths ont déjà disparus durant le Pléistocène tardif à cause des humains (Janzen, 1982 ; Smith, 2015). De plus, il y a aujourd'hui de très nombreuses espèces qui sont sur le point de disparaître dans la

nature, comme le panda géant, le rhinocéros noir, ou le tigre (IUCN, Liste rouge). Par exemple, on estime qu'il reste moins de 2500 pandas géants matures dans la nature, avec moins de 250 individus matures dans chacune des populations (IUCN, Liste rouge). Les espèces de mammifères marins menacées ou en danger d'extinction incluent une diversité de baleines, de dugongs, de lamantins et de phoques moines (Jackson et al., 2001 ; Dulvy et al., 2001).

A l'échelle globale, la crise de la biodiversité est principalement due à la surexploitation, la pollution, l'introduction d'espèces non-natives, la dégradation/destruction des habitats et les changements climatiques (Jackson et al., 2001 ; Dulvy et al., 2003 ; Sax & Gaines, 2003 ; Maxwell et al. 2016). Néanmoins, il est probable que la chasse (et son équivalent la pêche) ont été les premières et principales raisons expliquant le déclin, voire la disparition d'espèce à la fois dans les écosystèmes marins et terrestres (Jackson et. al, 2001 ; Smith et al., 2015).
Au cours du siècle dernier, deux principales solutions ont été proposées pour essayer de sauver certaines des espèces les plus menacées, soit la création de zones protégées comme les parcs nationaux (Cafaro, 2014 ; Wuerthner, 2014), et plus récemment les réserves marines (Halpern et Warner, 2003) pour une conservation *in situ*, et la reproduction en captivité pour une conservation *ex situ*, suivie parfois d'une réintroduction en milieu naturel (Williams et Hoffman, 2009 ; Witzenberg et Hochkirch, 2011). Une troisième solution a été proposée plus récemment et consiste en la de-extinction. L'objectif de cet article est de décrire ce qu'est cette nouvelle méthode et d'en analyser la pertinence pour la sauvegarde des espèces en danger.

Approches de reconstruction des organismes

La de-extinction consiste à créer des organismes ressemblant à des organismes d'espèces disparues, dans le but de constituer des populations. La reconstruction de ces organismes s'appuie essentiellement sur trois approches qui sont décrites ci-dessous.

Back-breeding. Il s'agit d'une approche qui ne nécessite ni tube à essai ni laboratoire ni recours à des techniques de biologie cellulaire ou d'ingénierie génétique compliquées. C'est une approche similaire à la sélection artificielle traditionnelle, dans laquelle on cherche à « améliorer » le phénotype au fil des générations en favorisant la reproduction des individus (plantes ou les animaux) qui possèdent certaines caractéristiques (par exemple les plantes produisant plus de graines, les vaches produisant plus de lait). Mais ici, le but est d'obtenir des traits qui ont été perdus ou dilués au cours de l'évolution. Le back-breeding a été utilisé par exemple pour l'auroch, l'ancêtre du bétail actuel et disparu au 17ème siècle (Stokstad, 2015)

Clonage. Cette approche, qui a été réalisée pour la première fois avec succès sur la célèbre brebis Dolly, consiste à transférer le noyau d'une cellule somatique d'un individu donneur dans une cellule œuf dont on a enlevé le noyau. L'organisme qui se développe alors a exactement le même génome nucléaire que le donneur. Dans le cas des de-extinctions, le but est de réaliser du clonage inter-espèce en injectant le génome d'un individu d'espèce disparue dans une cellule d'espèce parente, non disparue. Le principal obstacle au clonage d'espèce disparue est qu'il requiert des cellules vivantes et intactes, ou tout au moins congelées dans des conditions particulières, ce qui n'autorise le clonage à être utilisé que sur des taxons éteints très récemment ; comme le bouquetin des Pyrénées en 2003 (Folch et al., 2009).

Ingénierie génétique. Cette approche se base sur les avancées récentes dans l'extraction de l'ADN ancien (parfois fortement dégradé), du séquençage de génome et de l'édition génomique. Le génome de l'espèce disparue est « aligné » sur le génome d'une espèce proche non éteinte (comme l'éléphant d'Asie pour le mammouth) et certains gènes codant pour certains attributs recherchés (comme les longs poils) sont identifiés pour créer un hybride. Cette approche, bien que présentant encore de nombreuses limites, est considérée comme la plus réaliste et la plus prometteuse pour obtenir des êtres vivants ressemblant aux espèces disparues (Shapiro, 2017).

Les de-extinctions comme composantes des translocations de conservation ?

Les écologues et les biologistes de la conservation considèrent généralement que les de-extinctions font partie d'un ensemble d'approches de restauration de la biodiversité que l'on nomme translocations de conservation (Jørgensen, 2013). Il s'agit de l'ensemble des approches qui visent à déplacer et à relâcher (ou planter, ou semer…) des organismes, dans un but de conservation (les réintroductions de population constituent un exemple emblématique de translocation de conservation). Une conséquence est que la conduite des programmes de dé-extinction et le choix des espèces candidates doivent être faits dans le même cadre d'analyse que les autres translocations de conservation, en termes d'étude de coût, de bénéfice, de risque et de faisabilité de ces programmes. Il existe déjà une riche littérature sur l'analyse de la contribution de ces programmes à large échelle (Thévenin et al., 2018) ainsi que des recommandations pour leur mise en œuvre (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources).

Justifications et bénéfices des dé-extinctions

Les arguments apportés pour justifier les dé-extinctions se retrouvent essentiellement dans les champs des sciences de la conservation de la biodiversité et s'organisent selon deux grands axes : les arguments moraux associés à l'éthique de la valeur intrinsèque des espèces disparues et les arguments fonctionnels ou utilitaristes. Sur le plan de la valeur intrinsèque (quelles que soient les difficultés associées à cette notion), les dé-extinctions doivent constituer une réparation du mal qui a été fait par le passé, qui a conduit au déclin et à l'extinction de certaines espèces. Il a aussi été suggéré que ces procédés pourraient permettre de conserver certaines espèces actuellement en danger, comme l'éléphant d'Asie : créer des hybrides de mammouth et d'éléphant capables de vivre dans les environnements froids serait un moyen, en quelque sorte, de sauver l'éléphant dont les habitats chauds se réduisent (Shapiro, 2015). Sur le plan fonctionnel, le but de ces opérations serait de faire en sorte que les populations ressuscitées « reprennent » leur rôle dans l'environnement, et restaurent ainsi les fonctions écologiques perdues (Seddon, 2017). Les de-extinctions constitueraient alors une forme de remplacement écologique, un type de translocation de conservation qui vise à remplacer une espèce disparue par une autre espèce jouant un rôle similaire dans l'écosystème. Dans certains cas, les fonctions écologiques assurées par ces espèces sont aussi des services, bénéfiques à l'humanité.

De-extinction et malentendus

L'idée même de de-extinction intéresse de toute évidence le grand public, et bénéficie d'une couverture très large dans les médias de vulgarisation scientifique et la presse grand public (Friese et al., 2014) Mais cette popularité véhicule aussi plusieurs malentendus.

Le premier de ces malentendus est qu'il ne sera jamais possible d'obtenir la copie exacte d'un être vivant dont l'espèce s'est éteinte, particulièrement si cette extinction est ancienne. L'approche la plus prometteuse, celle de l'ingénierie génétique, permettra de ressusciter des « phénotypes » éteints, de créer des organismes génétiquement modifiés « ressemblant » aux organismes d'une espèce éteinte, ou possédant des attributs particuliers. Ils ne seront en aucun cas des copies exactes. L'hybride du mammouth laineux et de l'éléphant d'Asie sera en réalité un organisme possédant essentiellement un génome d'éléphant dans lequel seule une poignée de gènes de mammouths aura été insérée. Même dans le cas du clonage, seul le génome nucléaire pourra être copié, et le clonage ne peut concerner que les espèces éteintes très récemment. Pour l'heure, les plus « vieux » clones réalisés par la science l'ont été sur des échantillons congelés depuis 16 ans (Wakayama et al., 2008 ; Shapiro, 2017). On est donc assez loin des milliers d'années qui nous séparent des tigres à dents de sabres ou des mammouths.

Le deuxième malentendu est qu'on ne pourra jamais appliquer ces techniques à toutes les espèces disparues, parce que même dans les meilleures conditions de conservation (comme celles offertes par les sols gelés en permanence), l'ADN se dégrade au cours du temps. Après un temps suffisamment long, il n'existe plus d'information exploitable. Le plus vieux spécimen animal dont on a pu séquencer et exploiter le génome est un cheval vieux de 700 000 ans (Orlando et al., 2013) . Les dinosaures disparus il y a plusieurs dizaines de millions d'années ne pourront donc jamais bénéficier de ces techniques. Dans la communauté scientifique, l'on parle ainsi davantage de « pléistocène park » que de « jurassic park ».

Enfin, le troisième et le plus important malentendu consiste à croire que l'obtention d'un organisme viable (un être capable de respirer, de manger, de marcher…) est l'étape ultime des de-extinctions. C'est ce que suggère le film Jurassic Park, où les scientifiques, les vrais (on les reconnait au fait qu'ils portent des blouses blanches), se trouvent à l'intérieur des laboratoires, tubes à essai en main. Puis les organismes produits sont relâchés dans le parc où ils pourront vivre en harmonieuse interaction avec leur environnement. Dans la réalité, le casse-tête scientifique le plus complexe consiste précisément à partir d'organismes de créer de vraies populations, croissantes, viables, capables d'interagir avec leur environnement, d'évoluer sur le long terme, de jouer un rôle écologique… Donc d'arriver là où résiderait le vrai bénéfice de ces opérations en termes d'enrichissement écologique et de restauration de la biodiversité.

Tous ces malentendus sont bien sûr créés et entretenus par notre manque de recul vis-à-vis de ces opérations, par la fiction, et par les déclarations peut-être parfois trop spéculatives de certains scientifiques (https://www.smithsonianmag.com/science-nature/can-bringing-back-mammoths-stop-climate-change-180969072/). Mais il est important de constater que les définitions mêmes du terme « de-extinction » (ou déextinction ou désextinction) entretiennent une partie de ces malentendus. Ce terme ne figure d'ailleurs pas dans la plupart

des dictionnaires classiques de langue française ou anglaise. En revanche, on peut trouver des définitions tirées d'encyclopédies ou sur internet, dont certaines sont ci-dessous :

- Genetic technology and DNA from museum specimens or fossils to revive species that have gone totally extinct (The Long Now Foundation, http://longnow.org/revive/candidates/revival-criteria/)
- De-extinction is the process of resurrecting species that have died out, or gone extinct (*Encyclopædia Britannica).*
- La résurrection d'une espèce éteinte (ou désextinction) consiste à produire un spécimen vivant d'une espèce disparue (Wikipédia, français).
- De-extinction, or resurrection biology, or species revivalism is the process of creating an organism, which is either a member of, or resembles an extinct species, or breeding population of such organisms (Wikipédia, anglais).

La plupart de ces définitions suggèrent que la de-extinction consiste purement et simplement à redonner vie à une espèce disparue, bien que cette vision soit fausse. La confusion et le malentendu sont de fait encouragés par la définition même du terme, qui est erronée. Pour être plus en phase avec la réalité, Carlin et al. (2013) ont proposé de parler de « facsimilé d'espèce éteinte » plutôt que « d'espèce ressuscitée ».

Faisabilité, risques, critiques

Bien que les dé-extinctions fassent partie des conservations de translocation au même titre que les réintroductions, elles présentent un certain nombre de particularités. La première différence majeure entre les dé-extinctions (à l'exclusion des programmes basés sur le back-breeding) et les réintroductions est que les premières sont associées à une forme de discontinuité biologique qui n'existe pas chez les secondes : la mort du dernier organisme d'une espèce constitue une coupure dans la transmission de l'information biologique qui pourra difficilement être restaurée par les approches envisagées. Comment les protocoles de clonage et d'ingénierie génétique vont-ils permettre la transmission des symbiontes, des effets épi-génétiques, de la culture, de l'environnement de vie ?... la deuxième différence majeure est d'ordre quantitatif : les échelles de temps envisagées entre la disparition de certaines espèces phares et les programmes visant à les faire revenir sont énormes, et totalement inédites : plusieurs millénaires, plusieurs centaines de générations, parfois. Dans ce cadre se pose la question de l'adaptation des populations ressuscitées au monde actuel, qu'il soit vivant ou inerte. Que l'on examine les de-extinctions à la lumière de l'écologie (McCauley et al., 2017) ou de l'évolution (Robert et al., 2017a), la conclusion est la même : les durées extravagantes envisagées pour certains programmes constituent le principal obstacle à leur réussite. Au-delà du risque d'échec à produire une population suffisamment diversifiée génétiquement, capable de croitre, viable, adaptée au monde et interagissant avec lui, ce saut dans l'inconnu est aussi nécessairement associé à des risques écologiques, simplement parce qu'il est impossible de savoir si de tels animaux, si ils peuvent s'aventurer hors des laboratoires, des zoos et des parcs, pourront être contrôlés, provoqueront des changements écologiques, des extinctions, véhiculeront des pathogènes, entreront en conflit avec les activités humaines, etc.

Un argument assez récurent en faveur des de-extinctions face à ces risques potentiels est que ces problèmes, bien que réels, ne sont pas nouveaux (Donlan, 2017). Ils sont similaires à

certains risques associés aux espèces invasives et aux OGM. Ce n'est pas nécessairement une bonne nouvelle quand on sait que les espèces invasives demeurent un facteur majeur de mise en danger de la biodiversité (Maxwell, 2016) et que les risques (dont écologiques) liés aux OGM ne font l'objet d'aucun consensus (Hilbeck et al., 2015).
Si l'on met de côté les difficultés et risques écologiques potentiellement associés aux de-extinctions, trois autres types d'arguments sont fréquemment cités par les auteurs défavorables à ces projets : le premier concerne les conséquences de ces opérations en termes de souffrance et de bien-être animal. Il concerne non seulement les animaux utilisés comme donneurs de cellules et mères de substitution, mais aussi les animaux produits eux-mêmes (Ogonuki et al., 2020 ; Friese et al., 2010). Le deuxième type d'argument est psychologique : l'idée (trompeuse) selon laquelle la science est désormais capable de faire revenir la vie disparue véhicule, selon certains auteurs, un message dangereux qui pourrait réduire notre volonté à protéger la vie existante (Norton, 2010 ; Redford, 2013). Enfin, l'argument économique a été étudié plus en détail et de manière plus quantitative. Outre le fait que faire revenir une poignée de facsimilés d'espèces éteintes représente peu par rapport à la biodiversité existante menacée de disparition à court ou moyen terme, le cout économique des programmes de de-extinction pourrait mettre en danger les ressources limitées nécessaires à la protection des autres espèces (Bennett et al., 2017).

Sur un plan plus administratif, les projets de de-extinction risquent de se heurter à de multiples contraintes et incertitudes, par exemple légales (en terme de protection et de régulation), parce que leur statut taxonomique est obscur (sont-elles des espèces ? si oui, lesquelles ?), de même que leur statut de conservation (sont-elles de fait menacées ? « Espèce dé-éteinte » n'existe pas vraiment, par exemple dans les catégories de la liste rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature), et également parce qu'elles sont constituées d'organismes génétiquement modifiés, soumis à des régulations légales et dont les statuts de protection et leurs justifications sont nécessairement compliqués à définir (Carlin et al., 2013).

Conclusions

La communauté scientifique (peut-être à l'image du reste de la société) reste très partagée sur la question des de-extinctions. La perception des risques et bénéfices associés à ces projets peut en effet changer radicalement d'un individu à l'autre, entre alarmisme ou scepticisme et une forme de triomphalisme ou d'enthousiasme quasi mystique (voir par exemple le dialogue entre Stewart Brand et Paul Ehrlich, https ://e360.yale.edu/features/the_case_against_de-extinction_its_a_fascinating_but_dumb_idea). Quoi qu'il en soit, les questions posées par la façon dont on doit s'approprier et utiliser ces technologies émergentes n'ont sans doute jamais été aussi présentes dans le domaine des sciences de la conservation, sans doute parce que la question des de-extinctions soulèvent des enjeux scientifiques (dans le domaine de l'écologie évolutive), éthiques, économiques, stratégiques, et fortement influencés par les valeurs des biologistes de la conservation, qui sont elles-mêmes très diverses (Sandbrook et al., 2010, Robert et al. 2017b).

La de-extinction, pas plus que la conservation ex situ seule (Teletchea, 2018), ne permettra de sauver une espèce de l'extinction. Une fois totalement et durablement disparue dans le milieu

naturel, l'espèce est perdue pour toujours. En effet, des populations maintenues pendant plusieurs générations en captivité diffèrent progressivement des populations sauvages. Il devient alors de plus en plus improbable que des individus issus de ces populations soient capables de survivre, de se reproduire en milieu naturel et de constituer des populations croissantes et viables sur le long-terme (Robert, 2009). La protection des animaux sauvages in situ, la restauration des habitats et le développement des réserves devraient donc toujours être considérés comme les premières options pour réellement sauvegarder des espèces. Ces méthodes se sont révélées efficaces avec un grand nombre d'espèces, même si le temps de récupération dépend de la biologie de l'espèce ciblée (Teletchea, 2018).

Références

Barnosky AD, Matzke N, Tomiya S, Wogan GOU, Swartz B, Quental TB, Marshall C, McGuire JL, Lindsey EL, Maguire KC, Mersey B, Ferrer EA. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? Nature. 2011; 471: 51-57. DOI: 10.1038/nature09678.

Bennett JR, Maloney RF, Steeves TE, Brazill-Boast J, Possingham HP, Seddon PJ. Spending limited resources on de-extinction could lead to net biodiversity loss. Nat Ecol Amp Evol. 1 mars 2017;1:0053.

Bryan G. Norton. Synthetic biology: some concerns of a biodiversity advocate. Remarks on synthetic biology to the Presidential Commission on Bioethics. [Internet]. 2010. Disponible sur: https://www.synberc.org/sites/default/files/Envir%20ethical%20concerns%20of%20Synthetic-Biology.pdf

Cafaro P. Expanding parks, reducing human numbers and preserving all the wild nature we can: a superior alternative to embracing the Anthropocene Era. In: Wuerthner G, Crist E, Butler T, editors. Keeping the Wild. Against the Domestication of Earth. Island Press; Washington, D.C. 2014. pp. 137-145.

Carlin, Norman; Carlin, Wurman; Ilan and Zakim, Tamara. How to Permit Your Mammoth: Some Legal Implications of « De-Extinction ». 33 Stanford Environmental Law Journal 1, 2013. 2013;

Corlett RT. The Anthropocene concept in ecology and conservation. Trends in Ecology and Evolution. 2015; 30: 36-41. DOI: 10.1016/j.tree.2014.10.007.

De Vos JM, Joppa LN, Gittleman JL, Stephens PR, Pimm SL. Estimating the normal background rate of species extinction. Conservation Biology. 2014; 29: 452-462. DOI: 10.1111/cobi.12380.

Donlan J. De-extinction in a crisis discipline. Front Biogeogr [Internet]. 26 mars 2014 [cité 7 févr 2019];6(1). Disponible sur: https://escholarship.org/uc/item/2x70q4nk

Dulvy NK, Sadovy Y, Reynolds JD. Extinction vulnerability in marine populations. Fish and Fisheries. 2003; 4: 25-64.

Folch J, Cocero MJ, Chesné P, Alabart JL, Domínguez V, Cognié Y, et al. First birth of an animal from an extinct subspecies (Capra pyrenaica pyrenaica) by cloning. Theriogenology. avr 2009;71(6):1026-34.

Friese C, Marris C. Making De-Extinction Mundane? Rose N, éditeur. PLoS Biol. 25 mars 2014;12(3):e1001825.

Hilbeck A, Binimelis R, Defarge N, Steinbrecher R, Székács A, Wickson F, et al. No scientific consensus on GMO safety. Environ Sci Eur [Internet]. déc 2015 [cité 15 avr 2019];27(1).

Disponible sur: https://enveurope.springeropen.com/articles/10.1186/s12302-014-0034-1

International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Species Survival Commission. Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. [Internet]. 2013 [cité 19 mars 2019]. Disponible sur: http://data.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/2013-009.pdf

IUCN Red list. Available from http://www.iucnredlist.org/ [Accessed: 2016/07/25].

Jackson JBC, Kirby MX, Berger WH, Bjorndal KA, Botsford LW, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke R, Erlandson J, Estes JA, Hughes TP, Kidwell S, Lange CB, Lenihan HS, Pandolfi JM, Peterson CH, Steneck RS, Tegner MJ, Warner RR. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystem. Science. 2001; 293: 629-638.

Janzen DH, Martin PS. Neotropical anachronisms: the fruits the Gomphotheres ate. Science. 1982; 215: 19-27.

Jørgensen, Dolly. Reintroduction and De-extinction. BioScience. sept 2013;63(9):719-20.

Kerr JT, Currie DJ. Effects of human activity on global extinction risk. Conservation Biology. 1995; 9: 1258-1358.

Maxwell SL, Fuller RA, Brooks TM, Watson JEM. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. Nature. 10 août 2016;536(7615):143-5.

McCauley DJ, Hardesty-Moore M, Halpern BS, Young HS. A mammoth undertaking: harnessing insight from functional ecology to shape de-extinction priority setting. Seddon P, éditeur. Funct Ecol. mai 2017;31(5):1003-11.

Ogonuki N, Inoue K, Yamamoto Y, Noguchi Y, Tanemura K, Suzuki O, et al. Early death of mice cloned from somatic cells. Nat Genet. mars 2002;30(3):253-4.

Orlando L, Ginolhac A, Zhang G, Froese D, Albrechtsen A, Stiller M, et al. Recalibrating Equus evolution using the genome sequence of an early Middle Pleistocene horse. Nature. 26 juin 2013;499:74.

Redford KH, Adams W, Mace GM. Synthetic Biology and Conservation of Nature: Wicked Problems and Wicked Solutions. PLoS Biol. 2 avr 2013;11(4):e1001530.

Robert A. Captive breeding genetics and reintroduction success. Biol Cons. Décembre 2009;142(12): 2915-2922.

Robert, A., Fontaine, C., Veron, S., Monnet, A. C., Legrand, M. et al. Fixism and conservation science. Conserv biol. Aout 2017b;31(4):781-788.

Robert A, Thévenin C, Princé K, Sarrazin F, Clavel J. De-extinction and evolution. Seddon P, éditeur. Funct Ecol. mai 2017a;31(5):1021-31.

Sandbrook C, Scales IR, Vira B, Adams WM. Value Plurality among Conservation Professionals: Value Plurality in Conservation. Conserv Biol. oct 2010;no-no.

Sax DF, Gaines SD. Species diversity: from global decreases to local increases. Trends in Ecology and Evolution. 2003; 18: 561-566.

Seddon PJ. The ecology of de-extinction. Funct Ecol. mai 2017;31(5):992-5.

Shapiro BA. How to clone a mammoth: the science of de-extinction. Princeton: Princeton University Press; 2015. 220 p.

Shapiro B. Pathways to de-extinction: how close can we get to resurrection of an extinct species? Seddon P, éditeur. Funct Ecol. mai 2017;31(5):996-1002.

Smith FA, Tomé CP, Elliott Smith EA, Lyons SK, Newsome SD, Stafford TW. Unraveling the consequences of the terminal Pleistocene megafauna extinction on mammal community assembly. Ecography. 2015; 38: 1-17. DOI: 10.1111/ecog.01779.

Stokstad E. Bringing back the aurochs. Science. 4 déc 2015;350(6265):1144-7.

Teletchea F (2017) Wildlife Conservation: is Domestication a Solution? In "Wildlife Conservation" (Ed. Lameed GA), Intech editions. p. 1-22.

Thévenin C, Mouchet M, Robert A, Kerbiriou C, Sarrazin F. Reintroductions of birds and mammals involve evolutionarily distinct species at the regional scale. Proc Natl Acad Sci. 27 mars 2018;115(13):3404-9.

Wakayama S, Ohta H, Hikichi T, Mizutani E, Iwaki T, Kanagawa O, et al. Production of healthy cloned mice from bodies frozen at -20 C for 16 years. Proc Natl Acad Sci. 11 nov 2008;105(45):17318-22.

Williams SE, Hoffman EA. Minimizing genetic adaptation in captive breeding programs: A review. Biological Conservation. 2009; 142: 2388-2400. DOI: 10.1016/j.biocon. 2009.05.034

Witzenberger KA, Hochkirch A. Ex situ conservation genetics: a review of molecular studies on the genetic consequences of captive breeding programmes for endangered animal species. Biodiversity Conservation. 2011; 9: 1843-1861. DOI: 10.10007/ s10531-011-0074-4.

Wuerthner G. Why the working landscape isn't working. In: Wuerthner G, Crist E, Butler T, editors. Keeping the Wild. Against the Domestication of Earth. Island Press; Washington, D.C. 2014. pp. 162-173.

Wuerthner G, Crist E, Butler T, editors. Keeping the Wild. Against the Domestication of Earth. Island Press; Washington, D.C. 2014. 271 p.