



HAL
open science

Pertinence de la pratique des translocations végétales pour la conservation : une approche interdisciplinaire

Mohamed Diallo

► **To cite this version:**

Mohamed Diallo. Pertinence de la pratique des translocations végétales pour la conservation : une approche interdisciplinaire. Ecologie, Environnement. Université Paris-Saclay, 2022. Français. NNT : 2022UPASB001 . tel-03677856

HAL Id: tel-03677856

<https://theses.hal.science/tel-03677856>

Submitted on 25 May 2022

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.

Pertinence de la pratique des translocations végétales
pour la conservation : une approche interdisciplinaire

*Relevance of plant translocations for conservation: an interdisciplinary
approach*

Thèse de doctorat de l'université Paris-Saclay

École doctorale n° 581, agriculture, alimentation, biologie,
environnement et santé (ABIES)
Spécialité de doctorat : Ecologie
Graduate School : BioSphERA. Référent : Faculté des sciences d'Orsay

Thèse préparée dans l'unité de recherche **Ecologie Systématique et Evolution**
(Université Paris-Saclay, CNRS, AgroParisTech), sous la direction de **Bruno COLAS**,
Professeur, et le co-encadrement d'**Anne-Charlotte VAISSIÈRE**, Chargée de recherche

Thèse soutenue à Paris-Saclay, le 24 janvier 2022, par

Mohamed Abdoulaye DIALLO

Composition du Jury :

Nathalie MACHON Professeure, Muséum National d'Histoire Naturelle	Présidente
Bertrand SCHATZ Directeur de Recherche, CNRS (Université de Montpellier)	Rapporteur & Examineur
Sylvain PIOCH Maître de conférences (HDR), Univ. Paul-Valéry-Montpellier 3	Rapporteur & Examineur
Guillaume PAPUGA Maître de conférences, Université de Montpellier	Examineur
Jérôme MILLET Chargé de recherche, Office français de la biodiversité	Examineur
Nathalie FRASCARIA-LACOSTE Professeure, AgroParisTech (Université Paris-Saclay)	Examinatrice
Bruno COLAS Professeur, AgroParisTech (Université Paris-Saclay)	Directeur de thèse

Titre : Pertinence de la pratique des translocations végétales pour la conservation : une approche interdisciplinaire

Mots clés : Biodiversité, Conservation des espèces, Changement climatique, Interdisciplinarité, Réseau d'acteurs, Translocations végétales.

Résumé : Les actions de conservation sont essentielles pour la conservation des espèces menacées dans le monde. Les revues de la littérature indiquent une forte augmentation des translocations de conservation, c'est-à-dire, le déplacement d'organismes, plantes ou animaux, dans un but conservatoire pour restaurer des populations. Une large proportion de ces translocations échoue à établir des populations viables et les raisons de ces échecs sont dues entre autres, aux conditions environnementales au niveau des sites d'accueil. Dans cette thèse, en utilisant les données issues de la base de données TRANSLOC, qui regroupe des données sur les translocations (d'animaux, de plantes et de lichens) réalisées en Europe et dans le bassin Méditerranéen, associées à des entretiens semi-directifs auprès des acteurs des translocations en France, nous étudions, à travers une approche interdisciplinaire, la pertinence des translocations végétales de conservation pour identifier des leviers permettant d'améliorer la pratique, l'évaluation et *in-fine* le résultat de ces translocations.

Nous avons étudié les orientations et les distances climatiques et géographiques entre les sites d'origine et d'accueil des translocations végétales réalisées au cours des 50 dernières années en Europe et dans le bassin méditerranéen. Nous montrons que les translocations sont réalisées à des distances allant de 0 à 661 km avec une majorité d'entre elles (82%) situées à moins de 25 km, sans aucune orientation préférentielle. Nous montrons aussi que les sites d'accueils sont légèrement, mais significativement plus frais que les sites d'origine. Toutefois, le changement climatique n'est pas une considération majeure dans le choix des sites de translocation. Cela suggère un décalage entre les préconisations scientifiques pour faire face au changement climatique et les pratiques des translocations. Pour la suite des travaux, nous prenons comme cas d'étude la France.

Tout d'abord, nous traitons des statuts de conservation et de protection des espèces transloquées, des menaces identifiées à l'origine des translocations ainsi que des motivations, aux échelles nationale et régionale. Dans la majorité des cas, les translocations portent sur des espèces qui ne sont pas menacées (au sens de l'UICN) au niveau national et régional, ni protégées au niveau national. Toutefois une majorité de ces espèces sont protégées dans les régions de translocations. S'agissant des menaces ayant conduit aux translocations des populations que nous avons étudiées, nos résultats indiquent qu'il s'agit principalement de perte ou dégradation des habitats liées, en particulier, à la modification des systèmes naturels, au transport, à la production d'énergie, et au développement résidentiel et commercial. Ensuite, nous montrons le coût économique des translocations pour les Conservatoires Botaniques Nationaux (CBN), un des acteurs majeurs des translocations végétales. Les phases de pré et post-translocation sont plus coûteuses que la phase de translocation en elle-même, et s'explique par le temps nécessaire aux agents pour monter les dossiers de dérogation et pour le suivi des populations après la translocation.

Ces travaux de thèse nous permettent de faire au moins deux préconisations pour améliorer la pertinence des translocations végétales. Nous recommandons de porter une attention particulière aux enjeux du réchauffement climatique lors du choix des sites d'accueil au risque sinon de déplacer des espèces vers des habitats qui deviendront rapidement peu favorables à leur établissement. Nous soulignons également l'importance de la prise en compte des facteurs socio-économiques lors des translocations dont les paramètres, en pratique, ne dépendent pas uniquement de facteurs biologiques.

Title : Relevance of plant translocations for conservation: an interdisciplinary approach

Keywords : Biodiversity, Species conservation, Climate change, Interdisciplinarity, Network of actors, Plant translocations

Abstract : Conservation actions are essential for the conservation of threatened species around the world. Literature reviews indicate a consistent increase in conservation translocation practices (e.g., the movement of species, plants or animals, from one place to another for conservation purposes). A large proportion of conservation translocations fail to establish viable populations and environmental conditions at recipient sites are among the most reported causes of failure. In this thesis, by using plant data from the TRANSLOC database, which contains data on translocated species (animals, plants and lichens) in Europe and the Mediterranean from 1980 to 2020, associated with a series of interviews with different translocation practitioners in France, we discuss, through an interdisciplinary approach, the relevance of plant conservation translocations in order to identify levers which could help improve the practice of translocations, their evaluation and ultimately the result of these translocations.

We studied the geographic and climatic orientations and distances between origin and host sites of translocated plant populations in Europe and the Mediterranean over the last 50 years. Our results indicate that translocation distances ranged from 0 to 661 km, with a majority (82%) being at less than 25 km without any preferential orientation. We show that host sites were slightly, but significantly, under colder climatic condition than the source sites. Climate change was not a major consideration in choosing the host sites. This suggests that there is a gap between scientific recommendations to cope with climate change and the translocation practices. For the rest of the study, we used Metropolitan France as a case study.

So we studied the conservation and protection status of translocated species, the identified threats leading to the translocations and the motivations, both at national and regional scale (chapter two). In most cases, translocations concerned species that were neither threatened (sensus IUCN) nationally and regionally, nor protected nationally. However, a majority of these species were regionally protected. Regarding the threats that led to the translocations of the populations we studied, our results indicate that these were mainly habitat loss or degradation linked to natural system modifications, transportation, energy production and mining, and residential and commercial development. Then we study the study the economic cost of translocations for the National Botanical Conservatories, one of the main actors in plant translocations. The pre and post translocation phases are more expensive than the translocation phase, and could be explained by the time required for the agents to prepare exemption files and to monitor the populations after the translocation.

This thesis allows us to make at least two suggestions to improve the relevance of plant translocations. We recommend careful consideration of climate change challenges when choosing hosting sites, otherwise there is a risk of moving species to habitats that will rapidly become unfavorable for their establishment. We also point out the importance of taking into account socioeconomic factors during translocations for which, in practice, the parameters do not depend solely on biological factors.

Cette thèse n'aurait pas été possible sans le financement par l'Initiative de Recherche Stratégique ACE-ICSEN de l'Université Paris-Saclay, par le projet « Partenariats » du LabEx BASC, et par le projet PEPS ECOMOB du CNRS-INEE.

L'ensemble des travaux de ce projet doctoral ont été réalisés entre le 1^{er} octobre 2018 et le 24 janvier 2022. La thèse s'est déroulée au sein de l'UMR 8079 Ecologie, Systématique, Evolution (ESE, Université Paris-Saclay, AgroPariTech, CNRS), Orsay, France.

Résumé

Les actions de conservation sont essentielles pour la conservation des espèces menacées dans le monde. Les revues de la littérature indiquent une forte augmentation des translocations de conservation, c'est-à-dire, le déplacement d'organismes, plantes ou animaux, dans un but conservatoire pour restaurer des populations. Une large proportion de ces translocations échoue à établir des populations viables et les raisons de ces échecs sont dues entre autres aux conditions environnementales au niveau des sites d'accueil. Dans cette thèse, en utilisant les données issues de la base de données TRANSLOC, qui regroupe des données sur les translocations (d'animaux, de plantes et de lichens) réalisées en Europe et dans le bassin Méditerranéen, associées à des entretiens semi-directifs auprès des acteurs des translocations en France, nous étudions, à travers une approche interdisciplinaire, la pertinence des translocations végétales de conservation pour identifier des leviers permettant d'améliorer la pratique, l'évaluation et *in-fine* le résultat de ces translocations.

Nous avons étudié les orientations et les distances climatiques et géographiques entre les sites d'origine et d'accueil des translocations végétales réalisées au cours des 50 dernières années en Europe et dans le bassin méditerranéen. Nous montrons que les translocations sont réalisées à des distances allant de 0 à 661 km avec une majorité d'entre elles (82%) situées à moins de 25 km, sans aucune orientation préférentielle. Nous montrons aussi que les sites d'accueils sont légèrement, mais significativement plus frais que les sites d'origine. Toutefois, le changement climatique n'est pas une considération majeure dans le choix des sites de translocation. Pour la suite des travaux, nous prenons comme cas d'étude la France. Tout d'abord, nous traitons des statuts de conservation et de protection des espèces transloquées, des menaces identifiées à l'origine des translocations ainsi que des motivations, aux échelles nationale et régionale. Dans la majorité des cas, les translocations portent sur des espèces qui

ne sont pas menacées (au sens de l'UICN) au niveau national et régional, ni protégées au niveau national. Toutefois une majorité de ces espèces sont protégées dans les régions de translocation. S'agissant des menaces ayant conduit aux translocations des populations que nous avons étudiées, nos résultats indiquent qu'il s'agit principalement de perte ou dégradation des habitats liées, en particulier, à la modification des systèmes naturels, au transport, à la production d'énergie, et au développement résidentiel et commercial. Ensuite, nous étudions le coût économique des translocations pour les Conservatoires Botaniques Nationaux (CBN), un des acteurs majeurs des translocations végétales. Les phases de pré et post-translocation sont plus coûteuses que la phase de translocation en elle-même, et s'explique par le temps nécessaire aux agents pour monter les dossiers de dérogation et pour le suivi des populations après la translocation.

Ces travaux de thèse nous permettent de faire au moins deux préconisations pour améliorer la pertinence des translocations végétales. Nous recommandons de porter une attention particulière aux enjeux du réchauffement climatique lors du choix des sites d'accueil au risque sinon de déplacer des espèces vers des habitats qui deviendront rapidement peu favorables à leur établissement. Nous soulignons également l'importance de la prise en compte des facteurs socio-économiques lors des translocations dont les paramètres, en pratique, ne dépendent pas uniquement de facteurs biologiques.

Mots Clés : Biodiversité, Changement climatique, Conservation des espèces, Interdisciplinarité, Réseau d'Acteurs, Translocations végétales

Abstract

Conservation actions are essential for the conservation of threatened species around the world. Literature reviews indicate a consistent increase in conservation translocation practices (e.g., the movement of species, plants or animals, from one place to another for conservation purposes). A large proportion of conservation translocations fail to establish viable populations and environmental conditions at recipient sites are among the most reported causes of failure. In this thesis, by using plant data from the TRANSLOC database, which contains data on translocated species (animals, plants and lichens) in Europe and the Mediterranean from 1980 to 2020, associated with a series of interviews with different translocation practitioners in France, we discuss, through an interdisciplinary approach, the relevance of plant conservation translocations in order to identify levers which could help improve the practice of translocations, their evaluation and ultimately the result of these translocations.

We studied the geographic and climatic orientations and distances between origin and host sites of translocated plant populations in Europe and the Mediterranean over the last 50 years. Our results indicate that translocation distances ranged from 0 to 661 km, with a majority (82%) being at less than 25 km without any preferential orientation. We show that host sites were slightly, but significantly, under colder climatic condition than the source sites. Climate change was not a major consideration in choosing the host sites. This suggests that there is a gap between scientific recommendations to cope with climate change and the translocation practices. For the rest of the study, we used Metropolitan France as a case study. So we studied the conservation and protection status of translocated species, the identified threats leading to the translocations and the motivations, both at national and regional scale. In most cases, translocations concerned species that were neither threatened (*sensus* IUCN) nationally and regionally, nor protected nationally. However, a majority of these species were regionally

protected. Regarding the threats that led to the translocations of the populations we studied, our results indicate that these were mainly habitat loss or degradation linked to natural system modifications, transportation, energy production and mining, and residential and commercial development. Then we study the economic cost of translocations for the National Botanical Conservatories, one of the main actors in plant translocations. The pre and post translocation phases are more expensive than the translocation phase, and could be explained by the time required for the agents to prepare exemption files and to monitor the populations after the translocation.

This thesis allows us to make at least two suggestions to improve the relevance of plant translocations. We recommend careful consideration of climate change challenges when choosing hosting sites, otherwise there is a risk of moving species to habitats that will rapidly become unfavorable for their establishment. We also point out the importance of taking into account socioeconomic factors during translocations for which, in practice, the parameters do not depend solely on biological factors.

Keywords: Biodiversity, Climate change, Species conservation, Interdisciplinarity, Network of actors, Plant translocations.

Remerciements

Ma mère m'a toujours dit « dire Merci est la meilleure façon d'exprimer sa reconnaissance à l'endroit d'un bienfaiteur ».

Aussi, J'aimerais commencer par dire Merci à **Bruno Colas** et à **Anne-charlotte Vaissière** sans lesquels cette thèse n'aurait pas été possible. Je vous suis extrêmement reconnaissant pour l'opportunité que vous m'avez donnée et pour votre confiance en mes compétences et ma capacité dans la conduite d'une thèse interdisciplinaire. Je voudrais vous exprimer toute ma reconnaissance de l'encadrement scientifique de haut niveau que vous m'avez donné tout au long de ces trois années de thèse. Je sais à quel point je suis chanceux d'avoir des encadrants aussi attentionnés et disponibles que vous, sur lesquels je pouvais entièrement compter. C'est vrai qu'une thèse, c'est une aventure scientifique, mais c'est avant tout une aventure humaine. Et je ne vous remercierai jamais assez de votre bienveillance, gentillesse, bref de votre humanité.

Je remercie très sincèrement Bertrand Schatz et Sylvain Pioch d'avoir accepté d'être rapporteurs de ce travail, d'y avoir consacré de leur temps et de leur énergie, et pour les précieuses suggestions. Je tiens à remercier Nathalie Frascaria-Lacoste, Nathalie Machon, Guillaume Papuga et Jérôme Millet d'avoir bien voulu accepté d'examiner mon travail. Un Merci particulier à Nathalie Frascaria-Lacoste pour ta bienveillance, ta présence et tes encouragements depuis la préparation pour le concours d'ABIES, en passant par ton soutien dans l'équipe TESS et d'avoir accepté d'examiner mon travail. Un grand merci aussi à Jérôme Millet pour avoir accepté de m'accompagner tout le long de ma thèse, d'abord en tant que membre de mon comité de suivi et ensuite comme membre du jury en tant qu'examineur. Tes conseils et suggestions lors des comités de suivi auront été pertinents dans mon travail.

Je remercie chaleureusement les autres membres de mon comité de suivi de thèse à savoir Emmanuelle Porcher, Mattéo Cordier. Vos conseils et suggestions ont été particulièrement enrichissants pour l'orientation et la conduite de la thèse.

Mes remerciements vont aussi à toutes les personnes sollicitées et enquêtées qui ont accepté de prendre du temps pour parler de leurs pratiques des translocations végétales. Un grand merci aux CBN Alpin, CBN de Bailleul, CBN Pyrénées et Midi-Pyrénées, CBN du Bassin Parisien, CBN Sud-atlantique, CBN Corse, Le CEN Pays de la Loire, Marc Chatelain de la DREAL Auvergne Rhones-Alpes, aux Bureaux d'études Biotope de Lyon, Ecotone de Toulouse. Cette thèse n'aurait pas été possible sans eux.

Une thèse, c'est aussi un cadre, une équipe et des collègues :

Merci à Alexandre Perry et à l'équipe administrative de l'école doctorale ABIÉS pour leur soutien leur réactivité, le professionnalisme et la qualité des formations.

Merci aux équipes de la Maison d'Initiation et de Sensibilisation aux Sciences (MISS), Valérie Fortuna, Elisabeth Delbecq et Sylvie Sikora ainsi qu'aux créateurs/créatrices des ateliers « Vie dans le sol », « Communication Animale », « Molécules à Cuisiner, primaire et collègue ». Merci à mes collègues animateurs/animatrices des ateliers « Vie dans le sol, Communication animale et Cuisine moléculaire » pour ces moments d'évasion devant l'émerveillement des écoliers à la découverte de l'inattendu ou de l'inconnu.

Au membres du laboratoire ESE, merci pour votre convivialité et les échanges enrichissants lors des déjeuners dans la salle café. Emmanuelle Jestin, Nathalie Lecat, Sandrine Dessaints, merci pour votre précieuse aide.

J'ai eu la chance d'appartenir à la meilleure équipe du laboratoire Ecologie Systématique et Evolution, l'équipe TESS. Aux « tenors » comme le disait Sarah, fondateurs et nouveaux permanents de l'équipe, Jane, Samuel, Ameline, Jean-Marc, François d'avoir su créer

un environnement de travail aussi stimulant, enrichissant et convivial. Sébastien, un merci particulier pour ta disponibilité, tes conseils sur R et d'avoir bien voulu collaborer à mon travail du chapitre 1, grâce à toi je peux dire que j'ai fait des stats pendant ma thèse. Juan, merci pour tes conseils, ta disponibilité et ta contribution à ma thèse. Aux anciens et nouveaux non-permanents (post-docs, doctorants, ingénieurs), Roxane, Julie, Antoine, Sarah, Timothée, Pierre, vous avez été une inspiration et une motivation supplémentaire. Merci pour les pauses café et les moments partagés en dehors du travail, notamment grâce à Roxane et à ses dîners de Noël. Tim, ta bonne humeur contagieuse nous aura manqué depuis ton départ et surtout merci de m'avoir fait découvrir la MISS. Sarah, les pauses à la mare n'ont plus été les mêmes depuis ton départ, et même les grenouilles s'en sont plaint. Une pensée particulière pour Samia à qui je souhaite le meilleur pour la fin de thèse. Anaël, tu auras certainement été la meilleure rencontre pendant cette thèse. Cette thèse, c'est aussi la tienne (tu as été là du début à la fin). Merci pour tout ce que tu as fait pour moi en relation avec la thèse et en dehors de la thèse. Au nouveaux non-permanents de l'équipe, Simon, Caroline, Hélène, David, bon courage et bonne continuation dans vos travaux.

Plus intimement, je voudrais remercier mes amis Mahamat Saleh du Tchad, Mamadou Bah (Banque mondiale), Mariam, Thierno Yaya Barry (à moins que tu veuilles reprendre ton prénom Abdoulaye mdr). Mariam, que dire, tout est parti d'un mot de passe (Parcimonie) avec Babin en L3 et depuis, cette amitié n'a cessé de se renforcer et le meilleur reste à venir. Yaya, tu auras été le frère, l'ami et le conseiller et on en a pas encore fini (Le Canada et la distance ne nous résisteront pas Incha Allah).

A ma famille, je dis un infini merci. Mes frères, sœurs et cousins qui sont ici en France, vous savoir à portée d'yeux et de pieds a été rassurant et réconfortant.

A ma petite sœur, amie et confidente **Mariam Diariou**, tu as toujours été à mes côtés malgré la distance. Merci pour tout et j'ai hâte de nos retrouvailles (13 ans loin l'un de l'autre, j'ai encore du mal à le croire).

A **Nénéan** (Maman) et **Babaen** (Papa), je n'ai jamais douté que vos bénédictions et prières m'ont toujours accompagné et j'espère vous avoir rendu fiers malgré les années d'absence et la distance. Je vous dois tout. Un Infini Merci.

Issatou, tu m'as rejoint à mi-chemin de cette aventure de thèse et depuis, ta présence malicieuse et complice est une chance et une bénédiction. L'arrivée de notre fils **Ethan (né le 04 janvier 2022)** à 20 jours de la soutenance a chamboulé notre quotidien. Mais c'est le plus beau cadeau que Dieu pouvait nous faire et chaque jour avec vous deux est un pur bonheur ! Merci pour cette présence et ce dévouement. Je suis impatient de clore ce chapitre de la thèse et de commencer une nouvelle aventure, cette fois-ci à trois avec vous deux. Merci !!!

Production scientifique

Articles de recherche publié, soumis ou en préparation :

1 - Diallo, M., Ollier, S., Mayeur, A., Fernandez-Manjarres, J., García-Fernández, A., Iriondo, J. M., Vaissière, A.C. & Colas, B. (2021). Plant translocations in Europe and the Mediterranean: Geographical and climatic directions and distances from source to host sites. **Publié** dans Journal of Ecology. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13609>.

2 - Diallo, M., Mayeur, A., Vaissière, A.C. & Colas, B., Translocated plants in France : protection and conservation status, threats to species, and motivations behind translocations. **Soumis** dans la revue *Botany letters*.

3 - Diallo, M., Colas, B. & Vaissière, A.C., Pratique des translocations végétales conservatoires en France : dimensions règlementaires, organisationnelles et économiques. **Soumis** dans la revue électronique en science de l'environnement *VertigO*.

4 – Diallo, M., Julien, M., Ducrettet, J., Perception sociale des translocations végétales. **En préparation.**

Liste de communications

1 – **Diallo, M.**, Ollier, S., Mayeur, A., Fernandez-Manjarres, J., García-Fernández, A., Iriondo, J. M., Vaissière, A.C. & Colas, B. (2021). Plant translocations in Europe and the Mediterranean: Geographical and climatic directions and distances from source to host sites. Séminaire du projet ACE-ICSEN "Changements environnementaux et société" du 4 décembre 2020; (Présentation en visioconférence d'une partie des résultats de l'article).

Sommaire

Résumé	2
Abstract	4
Production scientifique	12
Liste de communications	13
Sommaire	15
Introduction générale.....	18
1. Un contexte de crise : l'érosion de la biodiversité	18
2. Les translocations conservatoires pour atténuer l'érosion de la biodiversité	20
3. Définition et types de translocation	21
3 . 1 La restauration des populations	22
3 . 2 L'introduction conservatoire	23
4. Les recommandations de l'IUCN pour la bonne pratique des translocations	25
5. Les limites des translocations conservatoires	26
6. L'essor des translocations conservatoires végétales.....	27
7. Evaluation des translocations	29
7 . 1 Critères de succès des translocations végétales.....	29
7 . 2 Facteurs de succès des translocations végétales.....	35
8. Les translocations conservatoires dans un monde en mutation.....	38
9. Objectifs de la thèse.....	40
10. Organisation du manuscrit.....	41
11. Origine des données	41
11 . 1 La base de données TransLoc	41
11 . 2 Données sur les menaces et statuts de conservation et de protection	44

11 . 3	Données économiques.....	45
Chapitre I – Translocations végétales en Europe et dans le bassin méditerranéen :		
	Distances et directions géographiques et climatiques entre les sites d’origine et d’accueil.....	46
Chapitre II – Translocations végétales en France : Statuts de conservation et de protection des espèces, menaces identifiées et motivations des translocations.....		
	84	84
Chapitre III – Pratique des translocations végétales conservatoires en France : dimensions règlementaires, organisationnelles et économiques.....		
	124	124
Discussion générale et conclusion		
	164	164
1.	Synthèse des résultats de la thèse	164
2.	Un décalage entre les préconisations scientifiques pour faire face au changement climatique et la pratique des translocations conservatoires	169
3.	Les translocations végétales comme moyen de conservation de la biodiversité.....	173
4.	Perspectives	179
4 . 1	Pistes d’amélioration de la pertinence des translocations conservatoires	179
4 . 2	Consolidation de la connaissance sur la pratique des translocations végétales à travers la base de données TRANSLOC	180
Références		184
Liste des Figures		213
Liste des tableaux		216
Liste des abréviations.....		219
Annexes		220
1.	Annexes 1 - Introduction	221
1.	Annexes 2 - Chapitre 1	253
2.	Annexe 3 - Chapitre 3.....	261

Introduction générale

1. Un contexte de crise : l'érosion de la biodiversité

L'érosion de la biodiversité et la dégradation des services écosystémiques font peser des menaces sur les sociétés humaines et leur bien-être sur le long terme. Selon le dernier rapport de la plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES), le rythme des changements globaux survenus dans la nature au cours des 50 dernières années est inédit dans l'histoire de l'humanité. Parmi les facteurs directs de changement ayant les incidences les plus lourdes sur la nature et le bien être des Humains à l'échelle mondiale, le changement climatique est le troisième plus important après la modification de l'utilisation des terres et des mers, l'exploitation directe des organismes et devant la pollution et les espèces exotiques envahissantes (Díaz et al., 2019). Et toujours selon ce rapport, les changements climatiques sont non seulement un facteur direct de changement, mais aussi un facteur indirect qui interagit avec les autres facteurs en ce sens qu'ils exacerbent de façon croissante l'impact d'autres facteurs sur la nature et le bien être humain. Ce sont des causes anthropiques qui sont à l'origine du réchauffement observé (environ 1.0°C en 2017 par rapport aux niveaux préindustriels), avec une augmentation des températures moyennes de 0.2 °C par décennie au cours des 30 dernières années et une élévation du niveau moyen des mers de 16 à 21cm depuis 1900 (et 3 mm par an les 20 dernières années) (IPCC, 2021). Les changements observés ces 50 dernières années ont eu des impacts généralisés sur de nombreux aspects de la biodiversité, notamment sur la répartition des espèces, la phénologie, la dynamique des populations, la structure des communautés et le fonctionnement des écosystèmes (Díaz et al., 2019).

C'est dans un contexte d'érosion croissante de la biodiversité qu'a émergé la biologie de la conservation, une science multidisciplinaire qui traite des questions de perte, de maintien

et de la restauration de la biodiversité. La biologie de la conservation est de ce fait par vocation appliquée avec le but de fournir des principes et des méthodes pour préserver la diversité biologique à différents niveaux d'intégration (gènes, espèces, communautés, écosystèmes) (Soulé, 1985). C'est une discipline qui s'appuie sur la biogéographie, l'écologie du paysage, la génétique des populations, la modélisation, la cartographie SIG, mais aussi sur la sociologie, l'économie, la philosophie ou encore les sciences politiques (Meffe and Viederman, 1995).

Les approches de conservation recommandées sont en général les mesures *in-situ* dont la plus courante est la mise en place des systèmes d'aires protégées pour assurer la conservation des écosystèmes, des habitats et de la biodiversité en leur sein. Les mesures de conservation *ex-situ* (e.g., banques de graines) sont considérées comme des solutions de secours, lorsque les mesures *in-situ* ne sont pas suffisantes, même si, dans la pratique ces mesures (*in-situ* vs *ex-situ*) sont complémentaires et leur séparation n'est pas évidente (Heywood et al., 2018; Volis Sergei, 2017). Cependant, les activités humaines ont conduit à une dégradation et/ou une destruction massive des écosystèmes et de ce fait ont compromis la possibilité pour un grand nombre d'espèces de se maintenir naturellement. Pour ces espèces, l'intervention humaine peut être jugée nécessaire pour faciliter leur maintien et éviter leur disparition.

Cette intervention peut se faire via l'aménagement global des territoires avec la mise en place des trames vertes et bleues pour permettre soit les échanges de gènes entre différentes populations grâce à la migration d'individus fertiles ou de leurs gamètes (Hitchings & Beebee, 1997; Larson et al., 1984; Vilà et al., 2003), soit la colonisation d'habitats favorables inoccupés. Dans leur étude portant sur le 'potentiel des sites situés à différentes altitudes dans le Cheshire (Royaume-Uni) à offrir des refuges aux insectes phytophages en contexte de changement climatique', Hardy et al., (2010) ont montré que des réseaux de prairies situés à différentes altitudes pouvaient permettre à l'Aurore (*Anthocharis cardamines*) de suivre par exemple les effets du changement climatique en « déplaçant » sa répartition altitudinalement. De même, une

expérience menée dans le Limbourg (Royaume-Uni) par le projet BRANCH a confirmé que des réseaux écologiques constitués de grandes zones hébergeant des habitats de bonne qualité et bien reliés entre eux contribuent à la survie de la faune et de la flore dans le contexte de changement climatique (Rooij et al., (2007), cité par (Sordello et al., 2014).

Aujourd'hui, de plus en plus d'acteurs de la conservation préconisent une autre option, qui consiste à déplacer directement les populations menacées vers des habitats favorables via les processus de translocations de conservation, pour favoriser la viabilité des populations et éviter les extinctions locales à l'avenir (IUCN-SSC, 2013; Prober et al., 2019). Cette pratique est parfois considérée comme une combinaison de mesures *in-situ* et *ex-situ* du fait que les organismes (animaux et végétaux) sont parfois produits/ou élevés en *ex-situ* et ensuite remis en *in-situ* (Heywood, 2014; Volis Sergei, 2017).

2. Les translocations conservatoires pour atténuer l'érosion de la biodiversité

A travers l'histoire, les hommes ont toujours déplacé des plantes, particulièrement celles comestibles, médicinales, et plus récemment les plantes ornementales (Hodge & Erlanson, 1956; Mack & Lonsdale, 2001; Vitt et al., 2010). Si les récits faisant état d'importation d'arbres à encens par la reine Hatchepsout en Egypte en 1500 avant JC du pays de Punt ne sont pas vérifiables, il existe néanmoins un registre fossile vérifiable documentant la culture des plantes loin de leurs origines depuis des milliers d'années (Hodge & Erlanson, 1956; Mack & Lonsdale, 2001). Cependant, dans cette thèse on ne s'intéresse qu'aux translocations conservatoires, à savoir les déplacements d'organismes qui ont pour objectif principal la conservation des espèces et présentent donc un intérêt notable du point de vue de la protection de la nature.

La translocation conservatoire est une activité relativement récente qui s'est développée en raison de la prise de conscience mondiale de la nécessité de conserver la diversité biologique

face à l'extinction des espèces. La première opération de ce type mentionnée dans la littérature est celle visant à introduire des bisons d'Amérique (*Bison bison*) dans l'Oklahoma en 1907 (Seddon et al., 2007; Fauché, 2019). Dalrymple et al. (2012) mentionne un essai de translocation végétale non documenté datant de 1955. Le premier cas de translocation végétale scientifiquement documenté est celui d'un Cactus en voie de disparition en 1985 (voir Olwell et al., (1987), cité par Guerrant, (2012) et Sivinski, (2008)) au tout début de la biologie de la conservation et la première méta-analyse sur les translocations conservatoires animales a été réalisée en 1989 par Griffith (Fauché, 2019; Griffith et al. 1989).

La réintroduction dans les années 1970 et 1980 de vertébrés charismatiques comme l'Oryx arabe (*Oryx leucoryx*) à Oman, du Tamarin-lion doré (*Leontopithecus rosalia*) au Brésil ou du Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) en Amérique du nord a renforcé l'idée que réintroduire des populations était une option viable de conservation (Seddon et al., 2007). Cependant, l'engouement qu'a suscité cette nouvelle activité n'a pas produit les résultats escomptés en termes de conservation, en témoignent les données disponibles sur les réintroductions d'animaux sauvages dans les années 1970 et 1980 qui montrent que la majorité des opérations n'ont pas conduit à l'établissement de populations viables (Griffith et al., 1989b; Seddon et al., 2007).

3. Définition et types de translocation

Face à la multiplication des projets de transferts d'organismes vivants, la commission de la sauvegarde des espèces (CSE ou SSC pour Species Survival Group en anglais) de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN) a constitué en 1988 le Groupe des spécialistes de la réintroduction (GSR ; <http://www.iucnsscrg.org/>). Ce groupe est à l'origine des Lignes directrices de l'IUCN relatives aux réintroductions (IUCN, 1998) publiées en 1998. Ces lignes directrices ont fait l'objet de révisions et d'améliorations et constituent, dans leur

version la plus récente, les standards internationaux en matière de translocation conservatoire (IUCN-SSC, 2013). Elles sont conçues pour permettre une élaboration et un contrôle rigoureux des projets de translocation animale et végétale, notamment grâce à un ensemble de catégories et définitions aussi claires que possibles.

Les lignes directrices de l'IUCN définissent une **translocation** comme « le déplacement par l'homme, d'organismes vivants d'un site pour les relâcher dans un autre ». Cette définition est très générale et peut impliquer des organismes vivants provenant de la nature ou élevés en captivité. Les translocations peuvent être accidentelles ou intentionnelles. Les translocations intentionnelles peuvent avoir des motivations diverses et variées, y compris le déclin d'effectifs dans une population, des intérêts commerciaux ou récréatifs, le caractère patrimonial ou culturel.

Les translocations conservatoires impliquent une volonté d'amélioration du statut de conservation des espèces concernées et/ou la restauration d'habitats naturels ou de fonctions ou processus écosystémiques. Elles consistent à un déplacement vers un site à l'intérieur ou à l'extérieur de l'aire de répartition originelle de l'espèce. Ainsi, l'IUCN distingue quatre types de translocation illustrés dans la **Figure 1** :

3.1 La restauration des populations

La restauration des populations correspond aux déplacements d'organismes à des fins conservatoires, au sein de l'aire de répartition naturelle. La restauration des populations comprend deux types de mesures/activités :

Le renforcement des populations : correspond au « déplacement intentionnel d'un organisme pour le relâcher dans une population existante de la même espèce ». Il vise à améliorer la viabilité d'une population, notamment en augmentant la taille de celle-ci,

sa diversité génétique ou la représentation, au sein de celle-ci, de groupes ou stades spécifiques.

La réintroduction : correspond au « déplacement intentionnel d'un organisme pour le relâcher dans un site de son aire de répartition naturelle dont il a disparu ». Elle vise à rétablir une population viable de l'espèce cible dans son aire de répartition.

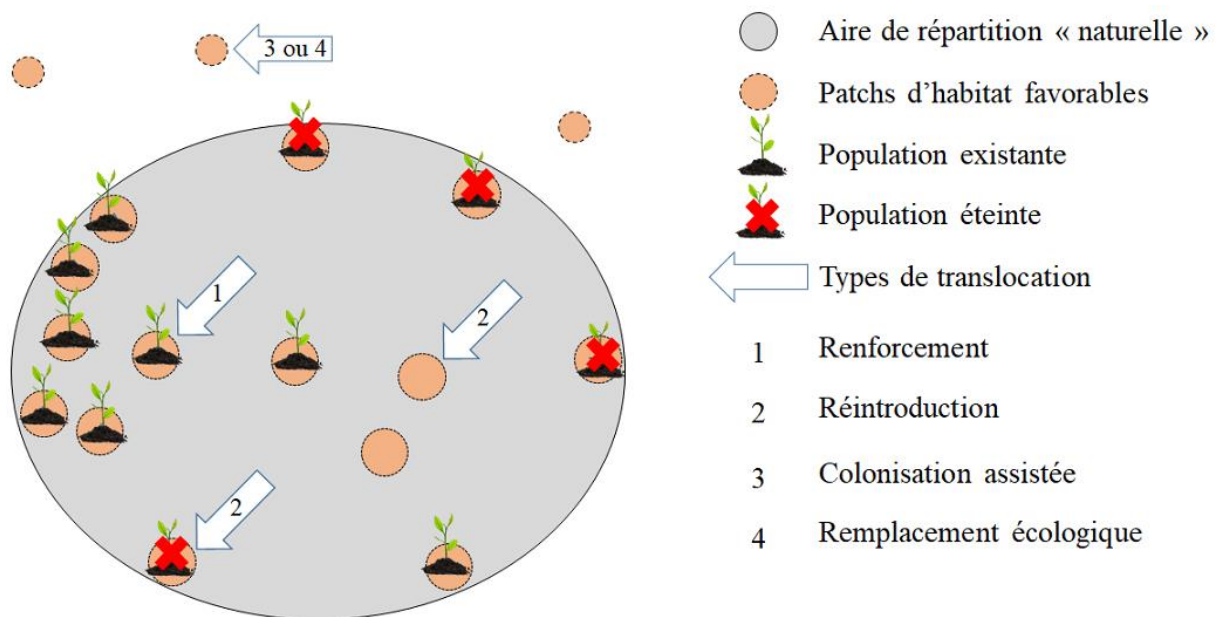


Figure 1 : Les différents types de translocations conservatoires

3.2 L'introduction conservatoire

L'introduction conservatoire correspond aux déplacements d'organismes à des fins conservatoires, dans un site extérieur de son aire de répartition naturelle. On distingue deux types d'introduction conservatoire :

La colonisation assistée¹ : consiste au « déplacement d'organisme(s) vers un site extérieur à son aire de répartition naturelle pour empêcher l'extinction de l'espèce cible ». Elle se pratique essentiellement là où la protection contre des menaces présentes ou anticipées dans l'aire de répartition actuelle semble moins réalisable que dans des sites alternatifs.

Le remplacement écologique : correspond au déplacement volontaire d'organisme(s) vers un site extérieur à son aire de répartition naturelle afin d'y assurer une fonction écologique spécifique, perdue en raison d'une extinction. Pour cela, on fait souvent intervenir la sous-espèce ou l'espèce parente la plus proche de celle qui s'est éteinte, au sein d'un même genre.

Dans tous les cas, les translocations conservatoires ont pour objectif principal d'aboutir à des améliorations du statut de conservation de l'espèce, de l'habitat ou de l'écosystème et non pas uniquement à améliorer l'état des individus déplacés.

Depuis la publication des lignes directrices de l'IUCN sur les translocations conservatoires, les translocations sont mieux documentées et les praticiens ont de plus en plus recours à ces opérations dans le cadre de la protection de l'environnement (Soorae, 2021). Seddon et al., (2005) par exemple, avaient recensé un total de 699 espèces de plantes et d'animaux pour lesquelles des programmes de réintroductions étaient soit réalisés, en cours ou planifiés. Quant à Godefroid & Vanderborght, (2011), ils ont recensé 653 programmes de réintroductions (soit 629 espèces de plantes) dans 39 pays et sur les six continents.

¹ Les notions de colonisation assistée, migration assistée, flux de gènes assisté ont fait l'objet de beaucoup de débats et controverses au sein de la communauté des écologues et des acteurs de la conservation (voir Corlett, 2016b; Hällfors et al., 2014; Maschinski et al., 2012; Minter & Collins, 2010; Ricciardi & Simberloff, 2009; Richardson et al., 2009).

4. Les recommandations de l'IUCN pour la bonne pratique des translocations

Selon les lignes directrices de l'IUCN, tout transfert aux fins conservatoires doit être justifié par l'élaboration d'objectifs clairs, l'identification et l'évaluation des risques et la mesure des résultats à travers un suivi sur le long terme des populations déplacées (IUCN-SSC, 2012, 2013). Les translocations conservatoires ne devraient pas primer sur les autres types de mesures (augmentation des surfaces d'habitat disponible par la restauration, mise en place des couloirs de connectivité, établissement d'aires protégées, campagne de sensibilisation des citoyens, etc.) et doivent être réalisées dans le cadre de la préservation et de la restauration des habitats et des services écosystémiques. Pour pouvoir avoir recours à une translocation, il est nécessaire de démontrer au préalable la faisabilité d'une telle opération et conduire une évaluation des risques pendant et après la translocation. Les expériences passées ont en effet montré que les déplacements de populations dans un nouvel habitat provoquent souvent des impacts écologiques, économiques et sociaux négatifs, difficiles sinon impossibles à prédire (IUCN-SSC, 2012; Ricciardi & Simberloff, 2009; M. Schwartz, 2005). Selon les lignes directrices de l'IUCN, avant tout transfert conservatoire, il est impératif de connaître les caractéristiques biologiques et écologiques des organismes candidats. Il est nécessaire de connaître le cycle de vie, le mode reproduction, la capacité de dispersion des espèces, leurs exigences biotiques (e.g., le type de pollinisation pour les plantes) et abiotiques (e.g., tolérance à l'ombre ou à la lumière pour les plantes). L'assurance d'un habitat correspondant aux exigences biotiques et abiotiques des populations est primordial. Il est également nécessaire de s'assurer que l'habitat d'accueil n'est pas soumis aux mêmes menaces et pressions que celles qui ont poussé à la translocation, et le cas échéant d'éliminer l'ensemble des menaces pouvant nuire à l'établissement d'une nouvelle population.

5. Les limites des translocations conservatoires

Les transferts de populations vers un nouvel habitat sont souvent sujets à des risques, plus ou moins prévisibles, qu'il convient de prendre en compte au moment de la planification du projet de translocation. Ces risques peuvent concerner la population d'origine si le prélèvement entraîne une baisse des effectifs pouvant compromettre sa viabilité. Au niveau du site d'accueil, l'arrivée de nouveaux organismes peut éventuellement augmenter la probabilité de formation d'hybrides entre variétés, sous-espèces ou même espèces différentes, ou accroître la compétition pour des nutriments, contribuer à la propagation de maladies en étant vecteur ou réservoir de pathogènes, modifier la dynamique de l'habitat, les régimes nutritifs ou les réseaux trophiques. À titre d'exemple, en 1963, l'écureuil roux d'Amérique (*Tamiasciurus hudsonicus*) a été introduit à Terre-Neuve afin d'élargir le régime alimentaire de la Martre d'Amérique (*Martes americana*), une espèce en déclin (Benkman, 1993; M. Schwartz, 2005). L'écureuil roux est entré en compétition avec les oiseaux, notamment les bec-croisé du genre *Loxia*, pour les cônes de l'épinette noire (*Picea marinea*) comme source principale de nourriture. Une conséquence inattendue de l'introduction de l'écureuil roux a été le déclin rapide et maintenant l'extinction présumée de la sous-espèce des bec-croisé de Terre-neuve, *Loxia curvirostra perena* (M. Schwartz, 2005). De même, selon Stringer & Gaywood, (2016), la réintroduction du castor (*Castor fiber*) en Ecosse pourrait avoir un impact négatif sur certains habitats forestiers et espèces végétales d'intérêt conservatoire, tels que la communauté climacique du noisetier de l'Atlantique et du peuplier tremble (*Populus tremula*) qui les constituent. Une absence de régénération de ces habitats boisés causée par une abondance élevée de cerfs pourrait entraîner une dégradation ou une perte d'habitat pour les communautés de lichens dépendantes (Stringer & Gaywood, 2016). Par ailleurs, par le biais du mutualisme (e.g., pollinisation et dispersion des plantes par les animaux), des espèces introduites, auparavant bénignes, peuvent faciliter réciproquement leur établissement et leur expansion jusqu'à ce

qu'elles deviennent éventuellement envahissantes avec des conséquences pour l'ensemble de l'écosystème (Ricciardi & Simberloff, 2009; Simberloff & Von Holle, 1999). Enfin, les translocations peuvent aussi être source de conflit avec l'Homme par les perturbations qu'elles provoquent sur certains services écosystémiques et activités économiques au niveau des sites d'accueil (Pimentel et al., 2000; Spencer et al., 1991; Stahl et al., 2001; Weise et al., 2014). Par exemple, dans le département français du Jura, le nombre d'attaques sur les troupeaux de mouton est passé de trois à 188, entre 1984 et 1989 suite à la réintroduction du Lynx boréal (*Lynx lynx*) dans les années 1970. Au cours des années suivantes, il a été enregistré entre 66 et 131 attaques par an et entre 92 et 194 moutons tués (Stahl et al., 2001). L'ensemble de ces risques doit être pesé et comparé par rapport aux bienfaits escomptés en termes de conservation, notamment l'amélioration de la viabilité et du statut de conservation de l'espèce au niveau local ou global.

6. L'essor des translocations conservatoires végétales

Si les translocations conservatoires aussi bien animales que végétales sont de plus en plus courantes, les études sur les translocations des plantes sont restées très longtemps marginales comparativement à celles sur les animaux (Dalrymple et al., 2011; Maunder, 1991). De façon générale, la conservation des plantes n'a pas eu le même écho que celle des animaux, peut-être parce que les plantes n'ont pas l'attrait populaire de nombreux groupes d'animaux (Corlett, 2016a; Goettsch et al., 2015). Les études sur les projets de translocations conservatoires et autres types de gestion conservatoire rapportent un biais taxonomique important en faveur des grandes espèces considérées comme charismatiques et ce presque quel que soit leur degré de menace ou de vulnérabilité (Seddon et al., 2005, 2014; Thévenin et al., 2018). À titre d'illustration, à l'échelle globale, 61% des projets de conservation concernent des vertébrés contre 30% pour les plantes et seulement 9% des projets pour les invertébrés, alors que ces trois groupes représentent respectivement 4%, 19% et 77% des espèces décrites dans la

nature (Seddon et al., 2005). Ce biais est encore plus évident au sein des vertébrés : les mammifères et oiseaux sont concernés par 41 % et 33% des projets de conservation alors qu'ils ne représentent que 8% et 18% des vertébrés dans la nature, respectivement (Seddon et al., 2005). Par ailleurs, les plantes sont capitales pour le reste de la biodiversité, les processus, les fonctions et services écosystémiques. Mais leur statut global, c'est-à-dire la probabilité de leur disparition dans un avenir proche, reste mal connu. Seulement 6% des 300 000 espèces végétales (Mora et al., 2011) ont été évalués par rapport aux critères actuels de la liste rouge de l'UICN. Malgré la faible proportion de plantes dont les menaces ont été évaluées, elles constituent néanmoins une proportion élevée (47%) de toutes les espèces menacées actuellement sur la liste rouge mondiale de l'UICN (Goettsch et al., 2015).

Ces deux dernières décennies, la tendance a considérablement changé en ce sens que les translocations végétales sont maintenant largement discutées dans la littérature scientifique et de conservation et font l'objet d'un volume croissant de travaux de recherche. Cependant, il reste encore un grand nombre d'opérations de translocations non publiées qui existent dans la littérature grise (Bottin et al., 2007; Dalrymple et al., 2011; Fischer & Lindenmayer, 2000; Godefroid et al., 2011). Les revues de la littérature existante sur les translocations végétales se sont focalisées sur les translocations réalisées à l'échelle globale (Dalrymple et al., 2012 ; Godefroid et al., 2011; Menges, 2008), à l'échelle d'une sous-région ou d'un pays, à l'échelle des communautés végétales ou encore à l'échelle des groupes de plantes (Albrecht et al., 2019; Brichieri-Colombi & Moehrensclager, 2016; Liu et al., 2015; McDougall & Morgan, 2005). Dans ces revues, différents aspects des translocations sont abordés : les aspects techniques des translocations, tels que le choix de l'habitat, la gestion de l'habitat, le protocole et la méthode de translocation (Bottin et al., 2007 ; Godefroid et al., 2016; Guerrant Jr & Kaye, 2007; Menges, 2008), ou encore les aspects relatifs aux succès et critères d'évaluation des translocations

(Dalrymple et al., 2012; Godefroid et al., 2011; Guerrant Jr & Kaye, 2007; Menges, 2008; Silcock et al., 2019).

7. Evaluation des translocations

7.1 Critères de succès des translocations végétales

Dans une discussion sur la mesure et la définition du succès de la réintroduction des plantes rares, Pavlik (1996) faisait la différence entre les objectifs biologiques et les objectifs du projet de translocation. Les objectifs biologiques sont la création de populations ou l'augmentation de leurs effectifs afin d'améliorer leurs perspectives de survie alors que les objectifs du projet de translocation font référence à l'évaluation des moyens par lesquels les objectifs biologiques souhaités sont poursuivis (voir Pavlik (1996) cité par Guerrant Jr & Kaye, (2007)). Pour Guerrant Jr & Kaye, (2007), le terme « succès » est un concept problématique ayant des aspects à court et à long-terme et aussi une signification absolue et relative. Le succès biologique concerne la performance des individus, des populations et des métapopulations, alors que le succès du projet est un concept plus large qui englobe l'obtention de nouvelles informations sur les organismes transloqués, la méthode de translocation, parfois même sur l'influence du débat public sur les mesures de conservation (Guerrant Jr & Kaye, 2007).

Le succès d'un programme de translocation est difficilement quantifiable (Ewen et al., 2008), d'autant plus qu'il n'y a pas d'unanimité sur les critères permettant de définir ce que constitue ce succès (Fischer & Lindenmayer, 2000; Sarrazin & Barbault, 1996; Seddon, 1999). Cependant, selon les lignes directrices de l'UICN, le succès d'une translocation doit être mesurable, notamment par la capacité des individus issus de la translocation à survivre et à produire des descendants viables et productifs permettant la stabilité et la persistance de la population sans intervention humaine supplémentaire (Armstrong & Seddon, 2008; IUCN-SSC, 2013). Les revues portant sur l'évaluation des translocations sur la base d'une population

autosuffisante, ont montré que les taux de réussite des translocations étaient relativement faibles, allant de 20% à 60% selon le groupe taxonomique (Dalrymple et al., 2012; Fischer & Lindenmayer, 2000; Godefroid et al., 2011; Griffith et al., 1989a; Silcock et al., 2019).

Les variables à mesurer pour évaluer le succès (**Tableau 1**) dépendent de l'objectif de la translocation et de l'histoire de vie de l'espèce (Commander et al., 2018; Guerrant Jr & Kaye, 2007). Les travaux cités dans l'encadré 1 illustrent la complexité et la difficulté d'évaluer les translocations sur la base de critères qui sont eux-mêmes sujets à controverses au sein de la communauté des écologues (Dalrymple et al., 2011; Haskins, 2015; Robert et al., 2015; Seddon, 2015; Shier, 2015). Par conséquent, se pose la question de la pertinence des critères de succès pour affirmer qu'une population est viable ou autosuffisante et pour déclasser ou enlever une espèce de la liste des espèces menacées (Monks et al., 2012).

Affirmer le succès ou l'échec d'une translocation est délicat en raison de la difficulté à démontrer l'établissement d'une population autonome. Parce que le temps et la quantité de données démographiques nécessaires à une analyse robuste de la viabilité d'une population sont très grands. Seuls des suivis post translocations réguliers et à long terme peuvent permettre une telle évaluation, et il existe des exemples de projets de translocation considérés comme des réussites au début mais qui ont finalement échoué (Fischer & Lindenmayer, 2000). Les suivis post translocation peuvent également inclure un suivi de la diversité génétique et des conséquences de la translocation sur le site d'accueil (Seddon et al., 2014).

Tableau 1 : Inventaire des principaux critères de succès des translocations végétales cités dans la littérature scientifique.

Critères de succès	Publications (non exhaustives)
Taux de survie des individus transloqués	(Dalrymple et al., 2012; Godefroid et al., 2011; Griffith et al., 1989a; Guerrant, 2012; Maschinski & Duquesnel, 2007; Silcock et al., 2019)
Croissance végétative des individus transloqués (hauteur, diamètre etc.)	(Gordon, 1996; Mistretta & White, 2001)
Reproduction des individus transloqués (Floraison, fructification etc.)	(Guerrant Jr & Kaye, 2007; Menges, 2008; Morgan, 2000)
Dispersion (couverture spatiale)	(Monks et al., 2012)
Abondance (effectif de la population)	(Pavlik, 1996; Rich et al., 1999)
Persistance de la population	(Pavlik, 1996)
Résilience (variation génétique, maintien après perturbation etc.)	(Pavlik, 1996)
Baisse de la probabilité d'extinction de l'espèce (réévaluation du statut de conservation)	(Rich et al., 1999; Robert et al., 2015)
Valeurs expérimentales (identification des facteurs de succès suite à des essais expérimentaux, choix optimal du site d'accueil etc.)	(Gordon, 1996; Jusaitis, 2005)
Perceptions sociales (sensibilisation et acceptation par le public du projet en plus des critères biologiques).	(Kaye, 2008)

Encadré 1 : Mesure du succès des translocations :

Malgré les efforts récents pour développer la science de la biologie de la réintroduction, il n'existe toujours pas de définition générale et largement acceptée du succès des translocations (e.g., réintroduction) (Robert et al., 2015). Cependant les directives de l'UICN préconisent que les programmes de translocation définissent clairement le succès en fonction des trois phases suivantes : la phase d'établissement de la population, la phase de croissance et la phase de régulation (Sarrazin, 2007) et que la future persistance de la population soit évaluée par l'analyse de la viabilité de la population (IUCN-SSC, 2013).

L'évaluation du succès/ou de l'échec d'un programme de translocation s'effectue par le biais de suivis individuels post-translocations. La mise en place de ces suivis doit avoir des objectifs précis pour répondre à des problématiques de conservation des populations cibles et améliorer les stratégies de translocations («Adaptive Management », Armstrong & Seddon, 2008; Chauvenet et al., 2013; Sutherland et al., 2010). La performance démographique des individus transloqués peut servir d'indicateur de l'état des translocations, du moins sur le court terme.

Le taux de survie des individus transférés après la translocation est fréquemment employé pour évaluer le succès, car une nouvelle population devrait être en mesure de poursuivre les processus basiques de son cycle de vie tels que l'établissement, la reproduction et la dispersion (Griffith et al., 1989a; Menges, 2008; Pavlik, 1996). Gilfedder et al. (1997) par exemple considéraient que les objectifs de réintroduction de *Ranunculus prasinus* étaient atteints suite à l'observation d'un millier d'individus transloqués après leur réintroduction sur le site d'accueil (cité par (Monks et al., 2012)). La survie des individus transloqués n'est pas la seule mesure de succès. Les mesures de la croissance des individus, le taux de reproduction et le recrutement de nouveaux individus sont souvent considérés en plus de la survie pour indiquer si un site de translocation est favorable. Par exemple, Weekley et al. (2007) ont montré que *Ziziphus celata* avait un taux de survie élevé et une faible croissance sur un premier site alors que sur le second site, la survie était plus faible mais une croissance beaucoup plus rapide (cité par Menges, (2008)). Maschinski & Wright, (2006) considéraient pour leur part qu'une forte croissance des

transplants de *Jacquemontia reclinata* dans le sud de la Floride était un signe précoce de succès de la translocation.

Les taux de survie des individus transloqués varient considérablement entre populations et entre espèces. Chez les plantes, les taux de mortalité sont élevés aux stades précoces (semis) et ultérieurs et la production de graines peut également varier avec la taille et l'âge de la plante (Commander et al., 2018). Ces taux vitaux (la survie, la croissance et la fécondité) sont toutefois de bons indicateurs de l'état général des plantes et pourraient permettre de comparer la (es) population(s) transloquée(s) à une population naturelle de référence (Colas et al., 2008; Commander et al., 2018; Menges, 2008; Pavlik, 1996). Cependant, le suivi individuel des plantes pour mesurer leurs taux vitaux est difficile et chronophage (Menges, 2008). Déterminer la taille de la population, la couverture spatiale et le pourcentage d'occupation de l'habitat est plus facile à mettre en place et moins chronophage. En revanche, si une augmentation de la taille de la population peut être indicateur d'une réussite sur le court-terme, elle n'est pas forcément une assurance sur l'état de la population sur le long-terme (Menges, 2008).

La persistance des populations sur le long terme est une mesure clé de la réussite des translocations (Maschinski & Duquesnel, 2007; Menges, 2008; Pavlik, 1996). Analyser la viabilité des populations pourrait donner des informations sur le devenir des translocations. Les analyses de viabilité des populations (PVA pour Population Viability Analysis en anglais) utilisent les données démographiques (e.g., la survie, la croissance, la fécondité, le recrutement et la dispersion) pour faire des prédictions sur la trajectoire de la population, quantifier les tendances de la population ainsi que sa probabilité d'extinction (Kirchner et al., 2006; Maschinski & Duquesnel, 2007). Kirchner et al., (2006) ont réalisé une analyse de viabilité des populations de la centaurée de Clape (*Centaurea corymbosa*) en tenant compte de processus génétiques d'incompatibilité (fréquence d'allèles d'auto-incompatibilité qui jouent sur les probabilités individuelles de reproduction allogame) et de processus démographiques. L'objectif de cette étude était de comparer la croissance de la population et le risque d'extinction selon différentes stratégies d'introduction. La persistance de la population était plus importante lorsqu'une grande quantité de graines étaient introduites dans plusieurs sites connectés par des flux de gènes, ce qui

permettait notamment de conserver une grande diversité d'allèles d'auto-incompatibilité (Kirchner et al., 2006; Menges, 2008).

Bien que l'analyse de viabilité de populations (PVA) soit souvent décrite comme un outil quantitatif de conservation pour évaluer le devenir des espèces rares et menacées, elle est rarement appliquée à cet effet, en particulier pour les populations transloquées (Commander et al., 2018; Menges, 2008) ou pour les plantes vivaces (Commander et al., 2018; M. W. Schwartz, 2003). Peu d'études portant sur les analyses de viabilité des populations transloquées ont comparé les caractéristiques démographiques entre populations transloquées et populations naturelles (Colas et al., 2008; Maschinski & Duquesnel, 2007), ce qui nuit à l'identification des causes d'un échec démographique d'une translocation car il est difficile d'interpréter un taux démographique (de survie, de croissance individuelle ou de fécondité) comme étant fiable si on ne connaît pas les valeurs statistiques de ce taux démographique (moyenne, variance) en population naturelle. Par exemple, dans leur étude sur le palmier cerise (*Pseudophoenix sarentii*) de Floride, une espèce en danger, Maschinski & Duquesnel, (2007) ont montré que les plantes réintroduites avaient une maturation plus rapide, une meilleure structuration par âge de la population et la population composée d'individus réintroduits avait une meilleure croissance démographique que celle avec les plantes naturelles. Malgré les défis liés à l'estimation précise des taux vitaux indispensables pour développer les PVA, particulièrement chez les plantes à croissance lente et à longue durée de vie, les PVA sont très importants pour estimer la probabilité que la population transloquée se dirige vers un seuil de viabilité (Monks et al., 2012).

7.2 Facteurs de succès des translocations végétales

Une multitude de facteurs peuvent affecter la réussite ou l'échec d'une translocation. Les facteurs tels que les caractéristiques du cycle de vie des individus, le choix du matériel biologique (graines, plantules etc.), la qualité de l'habitat, la préparation du site d'accueil, le nombre d'individus transloqués, la population de provenance des individus, la dispersion sont autant de facteurs qui peuvent influencer le résultat d'une translocation (Albrecht & Maschinski, 2012; Bricieri-Colombi & Moehrensclager, 2016; Fahselt, 2007; Fischer & Lindenmayer, 2000; Godefroid et al., 2016; Griffith et al., 1989b; Guerrant Jr & Kaye, 2007; Silcock et al., 2019). Guerrant Jr & Kaye, (2007) ont par exemple montré que le taux de survie des plantules était plus élevé que celui des graines, après une période allant de 1 à 9 ans après la translocation selon les espèces. Chez de nombreuses espèces, des individus issus d'une population locale ont une meilleure aptitude (e.g., à la survie) que des individus issus d'autres populations non locales et cette adaptation locale semble être importante (Montalvo & Ellstrand, 2000). Cependant, l'importance relative de ces facteurs varie selon les groupes taxonomiques, en raison notamment de leurs traits d'histoire de vie (Albrecht & Maschinski, 2012; Ducatez & Shine, 2019). Dans leur étude portant sur le lien entre les traits d'histoire de vie et le devenir des populations d'oiseaux transloquées en Australie, Ducatez & Shine, (2019) ont montré que les espèces ayant un cycle de vie rapide (e.g., les espèces de petites tailles à courte durée de vie, une maturation précoce et de grosses couvées) avaient moins de chance de survivre (à court et à moyen terme) mais étaient plus susceptibles de se reproduire avec succès. Au contraire, les espèces à cycle de vie lent (e.g., les espèces de grande taille avec une longévité élevée, une maturation tardive, de faibles couvées) avaient plus de chance de survivre mais moins susceptibles de se reproduire (succès de reproduction plus faible) (Ducatez & Shine, 2019). De plus, d'autres facteurs potentiels de succès sont souvent négligés dans la littérature scientifique à ce jour, comme, par exemple, les conditions climatiques au niveau du site

d'accueil. La sélection des sites d'accueils potentiels est souvent dirigée par le caractère favorable, pour l'espèce transloquée, des attributs physiques des habitats présents sur ces sites (Soorae, 2010, 2021, 2018).

Les facteurs biologiques et/ou techniques ne sont pas les seuls à avoir une influence sur le résultat des translocations (Reading et al., 2002). Les translocations impliquent un grand nombre d'acteurs avec des organismes gouvernementaux, des organisations non gouvernementales (ONG) et des groupes d'intérêts informels dont les mandats, priorités et agendas sont divergents. Il est donc nécessaire d'adopter une approche interdisciplinaire pour compléter la liste des facteurs de succès. Des facteurs sociaux, économiques et organisationnels, complémentaires de ceux biologiques et techniques, comprennent entre autres : la coordination entre acteurs (Clark & Westrum, 1989), les aspects sociaux (Reading et al., 1997), le cadre légal (Morris, 1986), et les aspects économiques et financiers (Fischer & Lindenmayer, 2000; Naidoo et al., 2006) (voir **Tableau 2** pour une liste non exhaustive des facteurs susceptible d'impacter les translocations).

Tableau 2 : Liste non exhaustive des types et exemples de facteurs pouvant contribuer au succès des translocations.

Facteurs de succès	Exemples
Biologiques/écologiques	Type et nombre de propagule (graines, plantules etc.)
	Caractéristiques abiotiques du site d'accueil (localisation géographique, type de sol, exposition, pH, humidité etc.)
	L'effectif et l'origine de la population source (une ou plusieurs sources)
	Caractéristiques biotiques du site d'accueil (présence d'espèces compétitrices, prédatrices, parasites, mutualistes ou symbiotique)
	Système reproducteur, variation génétique, consanguinité etc.
Méthodologiques/techniques	Préparation du site d'accueil (fauche, désherbage etc.)
	Technique de manipulation des transplants
	Entretien/gestion du site d'accueil après translocation (clôture, gestion de la végétation, aucune gestion etc.)
	Période de translocation (saison, nombre d'essais etc.)
	Suivi (durée, fréquence etc.)
Organisationnels	Législation
	Coordination des différents acteurs (Etats, collectivités, ONG, associations de protection de la nature, universités, privé etc.)
Socio-économiques	Implication et soutien des citoyens, valeurs éthiques, morales, normes, coutumes, etc.
	Coûts économiques (sources de financement, disponibilité des fonds)

8. Les translocations conservatoires dans un monde en mutation

Le recours de plus en plus fréquent aux translocations nous permet aujourd'hui de proposer un retour d'expérience sur cette pratique de conservation à la lumière des nouveaux enjeux mondiaux, notamment le changement climatique, la priorisation des actions de conservation et leur mise en œuvre par les acteurs de la conservation.

Une des conséquences du changement climatique est la modification de l'aire de répartition des espèces, poussant ainsi les espèces à migrer vers les hautes altitudes et vers les pôles (Parmesan et al., 1999; Scheffers et al., 2016). A mesure que les conditions environnementales sont modifiées par le changement climatique, des décalages spatiaux s'opèrent entre les emplacements des espèces et leurs environnements optimaux (Atkins & Travis, 2010). Dans ce contexte où les impacts du changement climatique pourraient affecter les populations transloquées, on pourrait s'attendre à ce que les acteurs des translocations soient proactifs notamment en choisissant des sites où les conditions environnementales devraient rester en adéquation avec la niche climatique des populations à mesure que le climat change. Cependant, les exemples pratiques de translocations réalisées dans le but d'intégrer les effets du changement climatique sont rares (Butt et al., 2021), tout comme l'utilisation, dans les programmes de translocations de réintroduction par exemple, des résultats des projections futures pour trouver un habitat approprié au sein de l'aire de répartition de l'espèce (Brooker et al., 2018). Pourtant, les modèles de distribution des espèces (SDM pour Species Distribution Modelling en Anglais), aujourd'hui largement documentés, sont identifiés comme des outils pertinents pour la sélection de site d'accueil favorables sur des critères objectifs, notamment pour des sites situés en dehors de l'aire de répartition indigène qui deviendraient favorables sous l'effet du changement climatique (Chauvenet et al., 2013; Hoegh-Guldberg et al., 2008; IUCN-SSC, 2013; Osborne & Seddon, 2012).

Par ailleurs, alors que la compréhension des causes et mécanismes d'érosion de la biodiversité se précise, on peut se demander si la priorisation des actions de conservation bénéficie de ces évolutions de connaissance. Au sujet des translocations, cette question de priorisation se pose à deux niveaux. Le premier niveau est celui de la place des translocations, en augmentation ces dernières années, par rapport aux autres options de conservation censées être prioritaires, telles que la protection de l'habitat ou la mise en place d'aires protégées. Le deuxième niveau est celui de la priorisation entre les espèces candidates aux opérations de translocation. D'un point de vue purement conservatoire, la priorisation repose sur le statut de conservation de ces espèces et sur l'importance des menaces pesant sur elles. Cependant, d'autres considérations sont à prendre en compte pour comprendre la décision de transloquer une espèce donnée comme le fait que la démarche soit volontaire (espèce objectivement prioritaire ou particulièrement défendue par les naturalistes, parce que notoirement menacée bien que n'apparaissant pas dans les listes rouges ou parce que l'espèce occupe une place importante dans l'écosystème) ou réglementaire (translocation réglementaire ou d'atténuation (Bradley et al., 2020; Germano et al., 2015; Julien et al., 2022)) pour réduire les impacts des projets de développement sur les populations (application des dérogations espèces protégées et prise en compte des statuts de protection plus ou moins cohérents avec les statuts de conservation).

Enfin, comme précédemment indiqué, les études portant sur l'évaluation du succès des translocations se sont focalisées jusqu'ici sur les aspects strictement biologiques et techniques et ont rarement pris en compte les dimensions organisationnelles et sociales des translocations (Reading et al., 2002). Notamment, même si les translocations sont décrites comme étant des actions coûteuses (Gorbunov et al., 2008 ; Holl & Hayes, 2006 ; Maunder, 1992 ; Silcock et al., 2019), seules deux études ont tenté d'évaluer les coûts économiques des translocations

végétales² (Fenu et al., 2015, 2019). La meilleure visibilité des enjeux de conservation dans les instances internationales et, depuis peu, au sein du grand public devrait pourtant attirer plus d'attention sur la part des budgets publics alloués aux acteurs de la conservation. Mieux comprendre la facette socio-économique des translocations végétales est alors nécessaire pour informer des pratiques actuelles et suggérer, si possible, des voies d'amélioration voire d'optimisation de ces dépenses.

9. Objectifs de la thèse

Dans cette thèse, nous nous sommes intéressés aux translocations végétales à but conservatoire, c'est-à-dire celles qui visent à aboutir à la viabilité des organismes transloqués et *in-fine* à améliorer le statut de conservation des espèces concernées. Notre problématique se formule ainsi : quelle est la pertinence des translocations végétales pour la conservation de la biodiversité ? Dans une approche interdisciplinaire, nous explorons différents leviers sur lesquels on pourrait agir pour améliorer la pertinence des translocations à travers trois questions de recherche :

1 – Le choix des sites d'accueil des translocations végétales réalisées à l'échelle européenne et du méditerranéenne prend-il en compte les enjeux du changement climatique ?

2 – Le choix des espèces végétales transloquées cible-t-il exclusivement ou essentiellement les espèces présentant des enjeux forts de conservation, sur la base de leurs statuts de protection et de conservation UICN, et cible-t-il principalement des espèces soumises à des menaces particulières ?

3 – En quoi l'organisation des acteurs des translocations ainsi que les coûts économiques associés peuvent-ils constituer un obstacle à la bonne réalisation des translocations ?

² Des évaluations des coûts économiques des translocations animales sont quant à elles plus fréquentes (e.g. Bennett, 1992; Bristol et al., 2014; Cohn, 1993; Fischer & Lindenmayer, 2000)

Pour les questions deux et trois, nous avons pris la France (Métropole) comme cas d'étude.

10. Organisation du manuscrit

La suite du manuscrit est organisée en 3 chapitres correspondant à 3 articles scientifiques publiés ou soumis. Le premier chapitre analyse, par le biais des distances géographiques et climatiques entre les sites d'accueil et d'origine, la pertinence du choix des sites de translocation en relation au changement climatique. Nous poursuivons notre analyse de la pertinence des translocations dans le chapitre deux, avec l'étude des statuts de conservation et de protection des espèces transloquées ainsi que des menaces identifiées à l'origine des translocations et, dans le chapitre trois, la prise en compte d'aspects organisationnels et économiques. La dernière partie de ce manuscrit est consacrée à une discussion générale-conclusion à la lumière des éléments abordés dans les chapitres précédents. Elle comprend une synthèse des principaux résultats de la thèse, une discussion sur le décalage entre les translocations telles qu'elles ont été/sont pratiquées et les réalités du changement climatique, puis du recours aux translocations végétales comme moyen de conservation et s'achève sur quelques perspectives de recherches et pistes d'amélioration des pratiques de translocations.

11. Origine des données

Cette section décrit l'origine des données qui ont servi à ce travail, description que l'on pourra retrouver de manière plus détaillée dans les parties « méthode » des chapitres concernés.

11.1 La base de données TransLoc

TransLoc est une base de données (BDD) regroupant les données sur des populations d'animaux, de plantes et de lichens qui ont été transloquées en Europe et dans la Méditerranée

depuis 1980 (**Figure 2**). Les translocations incluses dans la base sont intentionnelles et ont pour objectif principal d'aboutir à des populations viables même si d'autres objectifs sous-jacents, scientifiques (expérimentation) ou pragmatique (fourniture de services écosystémiques) peuvent être identifiés. L'échelle de structuration de la BDD est la population. La population étant définie comme un groupe d'individus de la même espèce, occupant une zone géographique donnée, interagissant et se reproduisant entre eux (*voir encadré 2 dans l'annexe 1 Introduction*). Ainsi, chaque translocation dans la BDD correspond à un taxon et un site d'accueil. La BDD regroupe ainsi les données taxonomiques, géographiques, temporelles, organisationnelles, techniques, écosystémiques, démographiques et bibliographiques relatives aux populations transloquées. Ces données collectées proviennent de diverses sources : revue de la littérature scientifique, livres, enquêtes auprès des acteurs français tels que les Conservatoires Botaniques Nationaux (CBN), le Conseil National de Protection de la Nature (CNPN), le Conservatoire d'Espaces Naturels (CEN), rapports d'activités des structures impliquées, communication personnelle avec des acteurs de translocation, sites internet dédiés, présentation de colloques etc. La BDD est accessible en ligne (<http://translocations.in2p3.fr/index.php>). Elle standardise les données relatives :

- à l'organisme transloqué (taxonomie, habitat, statuts UICN, statuts de protection...)
- à l'origine et au contexte du projet (organisme porteur du projet, justifications, motifs, année de translocation...)
- au type de translocation (renforcement de populations, réintroduction, création de population...)
- au site de translocation (critères de choix du site, type d'habitat, localisation...)
- au matériel biologique transloqué (critères de choix du matériel, stade du cycle de vie, population d'origine...)

- au type d'intervention sur le matériel biologique et sur le site d'accueil
- au programme de suivi de la translocation (durée, fréquence, méthode...)
- aux résultats de la translocation (présence/absence, abondance, reproduction fondateurs/descendance, conséquences sur le socio-écosystème...)
- à la bibliographie (sources, type de documents...).

A ce jour, la BDD est toujours en construction, mais elle compte déjà 1337 populations animales et végétales dont 517 populations en France. Parmi les 1337 translocations, les plantes sont majoritaires avec un total de 887 populations de plantes qui ont été transloquées en Europe et dans le bassin méditerranéen. Les résultats présentés et discutés dans le premier chapitre du présent manuscrit sont basés sur les données des populations de plantes issues de la BDD.

Contrairement à d'autres BDD issues de travaux précédents (Godefroid et al.2010, Dalrymple et al.2011) sur les translocations végétales, la structure populationnelle de cette BDD avec ces différentes caractéristiques la rend plus standardisée et offre la possibilité d'avoir une vision plus pertinente sur la pratique des translocations. Elle pourrait par exemple permettre, à partir des données de suivi, de faire des analyses de viabilité des populations, permettant ainsi de comparer le succès des translocations, à partir d'un critère qui serait commun à toutes les translocations. Malheureusement, à ce jour la BDD ne dispose pas de données suffisantes sur le suivi pour permettre ce type d'analyse. En effet, comme nous l'avons dit plus haut, les études numériques de viabilité des populations, par modélisation, demandent une grande quantité de données démographiques (voir Robert et al. 2015). Des efforts et un accent particulier devraient

être mis en œuvre par les différents acteurs afin de faciliter la collecte des données sur le suivi et s’assurer qu’il est effectivement réalisé (Julien et al., 2022).

BIENVENUE SUR LE SITE DE LA BASE DE DONNÉES SUR LES TRANSLOCATIONS D’ESPÈCES VÉGÉTALES ET ANIMALES

TRANSLOCATIONS renferme des données biologiques, organisationnelles, géographiques, techniques et écosystémiques sur des centaines de populations en Europe et sur le pourtour méditerranéen, transloquées à des fins conservatoires.



Carte de répartition des 1337 populations renseignées dans la base de données et regroupées par centroïde de commune.

Figure 2 : Page d’accueil de la base de données TRANLOC (<http://translocations.in2p3.fr/index.php>).

11.2 Données sur les menaces et statuts de conservation et de protection

La BDD Transloc contient des données sur les menaces à l’origine des opérations de translocation. J’ai complété ces données au cours de ma thèse, pour nous permettre de conduire les travaux faisant l’objet du chapitre deux de ce manuscrit, avec des informations sur les statuts de conservation et de protection des espèces ciblées, tirées des listes rouges nationales et

régionales de France (<https://inpn.mnhn.fr/programme/listes-rouges/presentation>), et de la base de données de l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN) (<https://inpn.mnhn.fr/accueil/recherche-de-donnees/listes-rouges-especes>).

11 . 3 Données économiques

Entre mars 2018 et décembre 2020, nous avons réalisé une série d'entretiens semi-directifs auprès des Conservatoires Botaniques Nationaux (CBN) principalement, ainsi que quelques autres structures impliquées dans les translocations conservatoires (CEN, DREAL et quelques bureaux d'études). Lors de ces entretiens, nous avons collecté les données relatives aux coûts économiques d'un échantillon d'opérations de translocation correspondant à 37 populations de plantes en France préalablement identifiées dans la BDD TransLoc. Ces entretiens ont été l'occasion d'approfondir notre compréhension du réseau d'acteurs et de structures impliqués dans les translocations et des principaux enjeux pratiques de ces dernières. Notre étude sur les aspects organisationnels et économiques des translocations (chapitre 3) est principalement basée sur ces données.

Chapitre I – Translocations végétales en Europe et dans le bassin méditerranéen : Distances et directions géographiques et climatiques entre les sites d’origine et d’accueil.

Ce chapitre traite des distances et directions géographiques et climatiques entre les sites d’origine et les sites d’accueil des translocations, facteurs pouvant influencer le résultat de ces actions de gestion très peu abordés dans la littérature. Nous cherchons par cette étude à savoir si les conséquences du changement climatique sur les espèces végétales ont été intégrées dans le dimensionnement des translocations. L’une des conséquences du changement climatique est la modification de l’aire de répartition des espèces, poussant ainsi les espèces à migrer vers les hautes altitudes et vers les pôles, c’est-à-dire des endroits moins chauds pour trouver des habitats favorables. De ce fait, on devrait s’attendre à ce que les sites d’accueil soient préférentiellement situés plus en altitude et vers les pôles par rapport aux sites d’origine, de façon à réduire et à prévenir les effets potentiels du changement climatique sur les populations/espèces déplacées. Cependant, la fragmentation des habitats ne rend pas facile le choix de sites d’accueil remplissant toutes les exigences biotiques et abiotiques pour l’établissement de nouvelles populations. D’autres facteurs notamment socio-économiques et légaux peuvent aussi avoir un impact sur le choix des sites d’accueil.

Le chapitre I fait l’objet d’un article publié dans la revue *Journal of Ecology* dans le cadre d’une édition spéciale : Diallo, M., Ollier, S., Mayeur, A., Fernandez-Manjarres, J., García-Fernández, A., Iriondo, J. M., Vaissière, A.C. & Colas, B. (2021). Plant translocations in Europe and the Mediterranean: Geographical and climatic directions and distances from source to host sites. *Journal of Ecology*. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13609>. Le script R ayant servi aux analyses dans cet article est accessible depuis le lien ci-dessus, dans la rubrique

« Supporting Information », fichier 'Supplementary Material'. Je ne l'ai pas mis dans mes annexes en raison de son volume trop lourd.

Abstract

Although the number of plant translocations has been rapidly increasing for two decades, no study is available to date that examines the directions and distances of plant displacements, which is essential (though not sufficient) information for considering translocations as a management tool to enable species to cope with the consequences of climate change. In this paper we study the geographic and climatic directions and distances from source to host sites in 638 source-and-host site pairs of plant translocations that aimed to achieve viable populations in the last decades in the Western Palearctic (Europe and the Mediterranean). Translocation distances ranged from 0 to 661 km, but were generally short, most (82%) being less than 25 km, due to both ecological considerations and legal and administrative constraints. The host sites were not preferentially located in any geographic direction or in any altitude relative to the source sites. In contrast, on a climate compass constructed from a principal component analysis of seven bioclimatic variables, the host sites were slightly, but significantly, under colder climatic conditions than the source sites. This observation appears to be more the consequence of an effort to counteract already felt effects of climate change than to anticipate future changes. The climatic distance between source sites and actual host sites was generally smaller than between source sites and randomly selected host sites at a given distance or within a given geographical area, which may be the result of a desire to minimise climatic differences or differences in other ecological factors correlated with climatic differences.

Synthesis. This study is the first to compare, geographically and climatically, the source sites of biological material and the host sites in translocations of wild plant species to obtain viable populations. Past translocations are in line with mitigating the consequences of global warming on plant species, because the host sites were in slightly cooler conditions than the source sites. Despite this, climate considerations seem to have been little taken into account in plant

translocation projects and will certainly have to be much more so in a future with rapid anthropogenic climate change.

Keywords

reintroduction; reinforcement; plant conservation; biodiversity management; climate change mitigation; climate distance; bioclimatic variable

1. Introduction

Species translocations are increasingly used to restore communities or preserve or improve the conservation status of species (*e.g.*, Soorae, 2018; Silcock et al., 2019). Indeed, anthropogenic pressures on natural habitats, due to agriculture, industry, transport and urbanisation, have led to a very high degree of fragmentation of natural habitats, which continues to increase, notably in Europe (European Environment Agency, 2011). Habitat fragmentation has two components: habitat patches are smaller and the distance between them is greater. The consequences for species living in these fragmented habitats are that population sizes are smaller and migration rates between populations are reduced. Small populations are more likely to suffer from demographic stochasticity, environmental stochasticity, Allee effects, inbreeding depression and low evolutionary potential due to loss of genetic variation, and accumulation of deleterious mutations (Lacy, 2000; Frankham, 2005). They then fall more easily into a dynamic that leads them to extinction (extinction vortex, Biere et al., 2002; Fagan & Holmes, 2006). When they are isolated, populations do not benefit from demographic or genetic rescue (Vilà et al., 2003; Hufbauer et al., 2015) to restore their viability by receiving individuals or gametes from neighbouring populations through migration. Although adaptive responses can mitigate its deleterious effects in a number of examples (Colas et al., 2004), habitat fragmentation is a major factor in altering the dynamics of metapopulations and the conservation status of species (Hanski et al., 2013; see also Fahrig, 2017 and Fletcher et al., 2018, for a controversy on the effects of habitat fragmentation on biodiversity).

Climate change is an added threat. In response to warming, species must adapt or migrate polewards, or to higher altitudes, or to more shaded slopes (Thomas et al. 2004; Lenoir et al., 2008; Lavergne et al., 2010; Urban, 2015; Román-Palacios & Wiens, 2020). However, in a context of habitat fragmentation, small populations have a reduced evolutionary potential to adapt to new conditions and fewer opportunities to reach new favourable habitat patches

because of their isolation. Habitat fragmentation and climate change therefore have synergistic effects on the viability of metapopulations (Brook et al., 2008), especially for plants whose dispersal is generally limited (Riba et al., 2005; Dullinger et al., 2015).

In this context, species translocations can allow (i) either demographic and genetic rescues that prevent the extinction of existing populations (reinforcements), or (ii) the colonisation of favourable patches that are difficult to reach by natural dispersal (reintroductions in formerly occupied sites or creation of populations in new sites within or beyond the extent of occurrence of the species). Plant translocations are now a common practice (e.g., Colas et al., 1997; Noël et al., 2011; Laguna et al., 2016). The main reasons for conducting translocation operations, beyond reaching the viability of the translocated populations, are the improvement of the conservation status of threatened species and the ecological restoration of degraded ecosystems. These actions can be underpinned by a legal framework (e.g., nature protection measures in the context of construction or development projects) or be triggered on a voluntary basis (e.g., cause defended by a non-profit organisation).

With climate change as an important concern for species conservation (Thomas et al., 2004; Thuiller et al., 2005; Bellard et al., 2012; Urban, 2015), translocations represent an opportunity for practitioners to contribute to the migration of populations towards the poles, or higher up in altitude, to cooler climatic conditions, thus mitigating the deleterious effects of warming (Fahselt, 2007; Brooker et al., 2011; Aitken & Whitlock, 2013). Review articles on plant translocations have focused on an assessment of the success of translocations, and the factors determining that success (Menges, 2008; Godefroid et al., 2011; Dalrymple et al., 2011; Silcock et al., 2019), although the criteria for success are themselves a subject of debate (Robert et al., 2015a, 2015b; Haskins, 2015; Seddon, 2015; Shier, 2015). Curiously, no studies are available that examine the geographic and climatic differences between the natural origins of translocated plant material and its final destination. This is probably because relatively few data

on plant translocations are readily available in the scientific literature, and the grey literature describing them is widely scattered. In particular, data regarding the location of natural populations from which the plant material used for the translocation process was originally harvested are difficult to find. In scientific articles and progress reports, information about botanical institutions that have stored or propagated plant material, and how they did it, is more frequent than information about the original natural populations.

Here, we propose to study the locations of source and host sites involved in translocations in the Western Palearctic (Europe and Mediterranean basin), by searching for geographical information on translocated populations of plants recorded in the TransLoc database (<http://translocations.in2p3.fr>). This will allow us to examine translocation distances and compare the geographical position and climatic conditions between the natural origin and the final destination of the plant material, regardless of the time it has spent *ex situ* (e.g., in cold storage or in cultivation) and the number of generations between the initial harvest and the final sowing or transplanting *in natura*.

We will specifically ask the following questions: (i) What is the distribution of plant translocation distances? (ii) Are the geographical directions of plant translocations randomly distributed around the compass rose? (iii) Do plant translocations generally occur to sites with climatic conditions that are different (e.g., colder) from the natural origins of the plant material? (iv) For given translocation distances, are plant translocations preferably to host sites with climatic conditions more similar to the source sites than is randomly expected for these distances?

2. Materials and methods

2.1 Data collection

2.1.1 The TransLoc database

Translocated plant and lichen populations were identified using the TransLoc database (<http://translocations.in2p3.fr>). This database has been developed using data on plant, lichen and animal translocations in the Western Palearctic from ca. 1980 to 2019. The TransLoc database has a population basis. This means that the basic unit on which information is collected is a biological entity, the population, and not a restoration programme or action plan (such as the Plans Nationaux d'Action in France or Species Recovery Programmes in the UK), which may involve several species, or several sites for a species. A population is defined as a group of conspecific organisms that occupy a defined geographic area and between which ecological and reproductive interactions are more frequent than between them and other populations of the same species (Futuyma, 1986, p.554-555). To be included in the database, a population must contain a significant proportion of individuals that have been deliberately displaced (or the descendants of such individuals) in order to achieve population viability. The taxon must be identified and the date of translocation and the location of the population's host site must be known with some precision. The necessary objective of establishing a viable population or increasing the viability of an existing one may be accompanied by other objectives such as improving the conservation status of the species on a global or regional scale, or contributing to the restoration of a community, or a utilitarian objective for human well-being.

For every translocated population identified as explained above, optional information is collected when available. This information relates to the (i) context of the translocation (e.g., organizations involved, rationale for translocation, possible causes of taxon decline), (ii) type of translocation (reinforcement or reintroduction or creation of a population in a new site), (iii) characteristics of the host site (e.g., habitat type, distance to nearest population), (iv) biological material used (e.g., location of original population, diversity of life cycle stages), (v) various technical aspects (e.g., time spent *ex situ* in cold storage, greenhouse or garden, habitat preparation, post-translocation management), (vi) post-translocation monitoring effort (e.g.,

frequency and types of observations), and (vii) translocation results (e.g., population size, consequences on ecosystems). The sources of information are peer-reviewed scientific articles, books, theses, conference papers, presentations, reports, newspaper articles, maps, webpages, interviews, and personal communications.

2.1.2 Geographic data

For every plant and lichen population in the database, we sought to locate the natural populations from which the biological material originated. For every identified original population, we delimited the geographical area in which it was located according to the available information. For some populations, this area was a round buffer of variable size around a fairly precise point such as a hamlet, a peak, or a cape, and for others it corresponded to a well-defined territory of variable size and shape such as an island, a pond, a nature reserve, a municipal territory, a province, etc. We then standardized all locations of original populations (henceforth, source site) by determining the latitude and longitude of the central point of the delimited area and by the maximum possible error between these coordinates and the actual position of the sampled population (the largest distance between the central point and the edge points of the area). These data were obtained by cross-referencing information from the documents relating to each translocation, Google Earth (Google Inc., 2017), the Database of Global Administrative Areas (GADM, 2018), and any document containing geographic information on the areas under consideration (e.g., web pages of municipalities, nature reserves, etc.). Similar work has been carried out to specify the location of the translocated populations (henceforth, host sites) as accurately as possible. We did not consider the *ex situ* locations where the biological material was kept or propagated between harvest from a natural population and transfer to the host site.

We were able to identify at least one source site for 613 populations among the 877 translocated populations of plants (867) and lichens (10) in the TransLoc database. This allowed

us to generate a first array of 771 pairs of source and host sites, each associated with a taxon. From this array we removed all pairs of marine populations (of *Posidonia oceanica*, *Zostera marina*, and *Z. noltii*) because the analyses on the climatic differences between source and host sites (see below) were based on terrestrial data. We also removed pairs of sites for which the maximum possible error in the coordinates of either the source or host site was likely to result in an excessive bias in the geographic or climatic distances between sites (see Supporting Information **Figure S1**). After these exclusions, the final array used for the analyses contained 638 pairs of source and host sites for 280 different taxa. In the final array, the maximum possible error was on average 1.81 km for hosts sites (range 0.1-11.0 km) and 2.31 km for source sites (range 0.1-14.0 km).

Source sites could appear several times in the array when they represented the place of origin of biological material translocated to several populations of the same species or of different species. Likewise, host sites could appear several times when they hosted translocated populations of several species or one population with several source sites. Source and host sites of one source-and-host site pair could be the same in the following cases: (i) when the translocation process consisted of a reintroduction attempt using biological material harvested from that specific locality prior to local extirpation, (ii) when the translocation process consisted of trying to reinforce an existing population with biological material previously harvested from the same population but propagated or cultivated *ex situ* to increase the number of individuals or make it pass a critical stage in the life cycle; (iii) when the two source and host sites were separate in the same area but the position of one of the sites could not be determined with sufficient precision, in which case the coordinates of both original and host sites have been degraded to the scale of the area (e.g., a municipal territory).

2.1.3 Climatic data

We downloaded historical climate data with a 30-second spatial resolution (~1km²) from the WordClim database version 2.1 (<https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html>, Fick & Hijmans, 2017) using the `dismo` package of R (R Core Team, 2019). This database is the result of work initiated by Nix (1986) for the BIOCLIM package and its subsequent developments (Booth et al., 2014). It compiles monthly climate data from multiple weather stations and makes available bioclimatic variables, i.e. climate data believed to be biologically significant, the detailed description of which is available in O'Donnell and Ignizio (2012). We have selected seven bioclimatic variables based on climate averages for every month across the 1970-2000 span of years ('climate normals' *sensu* O'Donnell & Ignizio, 2012). They reflect the climatic means, variability, and extremes that we thought were important for plants in temperate and Mediterranean regions. These variables are (naming after Fick & Hijmans, 2017, with additional information in brackets) BIO1 = annual mean temperature, BIO4 = temperature seasonality (standard deviation of monthly temperature averages x 100), BIO5 = max temperature of warmest month (monthly mean of daily maximum temperatures of the warmest month), BIO6 = min temperature of coldest month (monthly mean of daily minimum temperatures of the coldest month), BIO12 = annual precipitation, BIO15 = precipitation seasonality (coefficient of variation of monthly precipitation totals), BIO18 = precipitation of warmest quarter (total precipitation over the warmest 3-month time span).

2.2 Data analyses

2.2.1 Geographic distances and directions

All source and host sites were mapped and the geographic distance between sites for each pair of source and host sites was calculated using the `distGeo()` function of the `geosphere` package of R. The normality and variance homogeneity of translocation distances were

improved applying the $x' = \log(x^{1/3} + 1)$ transformation. Each host site was plotted on a compass according to the differences in latitude and longitude compared to the source sites, using the transformed distances and grouping all the source sites into a single central point. We tested whether the translocations were significantly directed towards one cardinal point by bootstrapping the differences in latitude and longitude between sites and observing if the zero value was included within the 95%-confidence interval. All tests were done after removing site pairs with a geographical distance of zero, and prohibiting repetition of site pairs to avoid giving much weight to translocation programmes involving several species with the same source site on the one hand, and the same host site on the other hand. Differences in altitude were tested in the same way.

2.2.2 Climatic distances and directions

Every bioclimatic variable was standardized to have a mean of 0 and a standard deviation of 1 over the whole set of pixels available in the study area (Western Palearctic). Then, for each bioclimatic variable and each pair of sites, a difference was calculated as the host site value minus the source site value. A climatic distance for each pair of sites was calculated as the Euclidian distance between source and host sites in the seven-dimensional space of normalized climatic variables. This distance was transformed to the power 1/7 to normalize its distribution. We examined the correlation between Euclidian climatic and geographic distances on transformed data.

To understand the climate gradients of the study area, we applied a principal component analysis (PCA) on standardized data of the seven bioclimatic variables from the WorldClim database over the entire study area (Western Palearctic). This allowed us to summarize the climate data on two principal axes and visualize the largest fraction of each climatic distance between sites on a two-dimensional factorial map. By grouping the climatic coordinates of all

source sites into a single central point, we were able to build a climatic compass (similar to the geographic compass described above) where the climatic positions of the host sites were plotted according to their total climatic distance (transformed data) from the source sites and a direction defined by the first two axes of the factorial map. We then tested whether the translocations significantly tended to any direction of the factorial axes by bootstrapping the differences in coordinates in the first and second axes between source and host sites, as for latitudes, longitudes, and altitudes, and observing if the zero value was included within the 95%-confidence intervals.

2.2.3 Consequences of the choice of host sites on climatic distances

To examine whether the choice of host sites was made so as to somewhat minimize their climatic distance from the source sites, we compared the observed Euclidian climatic distances to the climatic distances between the source sites and random geographic points obtained in two different ways (see Supporting Information **Figure S2**). First, for each pair of source and host sites separated by more than 5 km, we simulated one hundred random points around the source site, at a distance equal to that where the host site was $\pm 5\%$, in any direction. The (transformed) climatic distance between the source site and each simulated geographic point was recorded. We then determined the proportion of simulated points that gave a climatic distance lower than that of the true host site. Over all pairs of sites, this allowed us to see whether, for a given geographical distance, the geographical direction chosen between the source and host tended to minimize their climatic difference from what was expected with a random choice.

Secondly, we simulated one hundred random points around every host site within a radius equal to 0.25 times the distance separating source and host sites. Again, for each pair of source and host sites separated by more than 5 km, the climatic distance between the source site and each simulated geographic point was recorded, and the proportion of simulated points that

gave a climatic distance lower than that of the true host site was determined. Over all pairs of sites, this allowed us to see if, in a given direction from the source site, the choice of the host site tended to reduce the climatic difference with the source site compared to what was expected with a random choice around the chosen site (within an area proportional to the square of the distance separating source and host sites). For both types of simulations, Student's t-tests allowed us to test whether the proportion of simulated geographic points with a lower climatic distance from the source site than the true host site was significantly less than 50%.

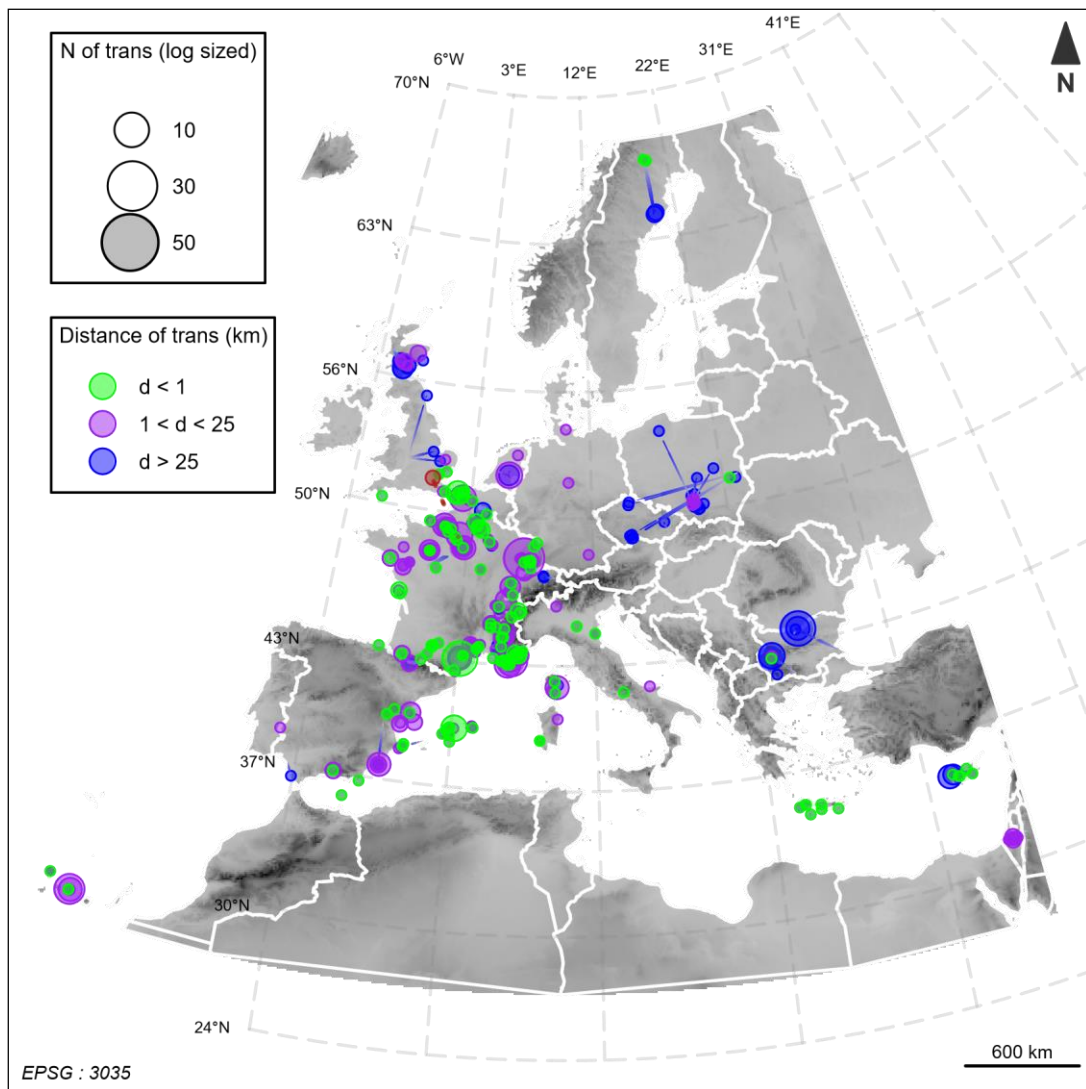


Figure 1. Location of host sites for plant translocations in the Western Palearctic. The size of the dots depends on the number of populations translocated in the site. The green dots correspond to translocations at a distance < 1 km, the purple ones at distances between 1 and 25 km, the blue ones at distances > 25 km. The blue lines connect the host sites to their source sites for longer distance translocations. The red line and dot symbolize a hypothetical translocation from Paris to London.

3. Results

3.1 Geographic distances and directions

Source and host sites were located in fifteen different countries (**Figure 1**). Translocation distances, from source to host sites, ranged from 0 to 661 km (mean: 28.9 km, median: 2.7 km); 202 (32%) were at less than 1 km, 320 (50%) were from 1 km to 25 km, and 116 (18%) were at longer distances (see Supporting Information **Figure S3** for the distribution of translocation distances). Translocation distances were longer in the northernmost operations than in the southernmost operations (see Supporting information **Tables S1-S5** for details on geographic data). The host sites were distributed quite homogeneously on the geographic compass (**Figure 2**), suggesting no preferred direction from source to host sites. This was confirmed by the bootstrap results on the differences in latitude and longitude between the source and host sites showing that the confidence intervals of the means of both differences included zero (**Table 1**). The difference in altitude was not significant either. The distributions of bootstrap means are available in Supporting Information **Figure S4**.

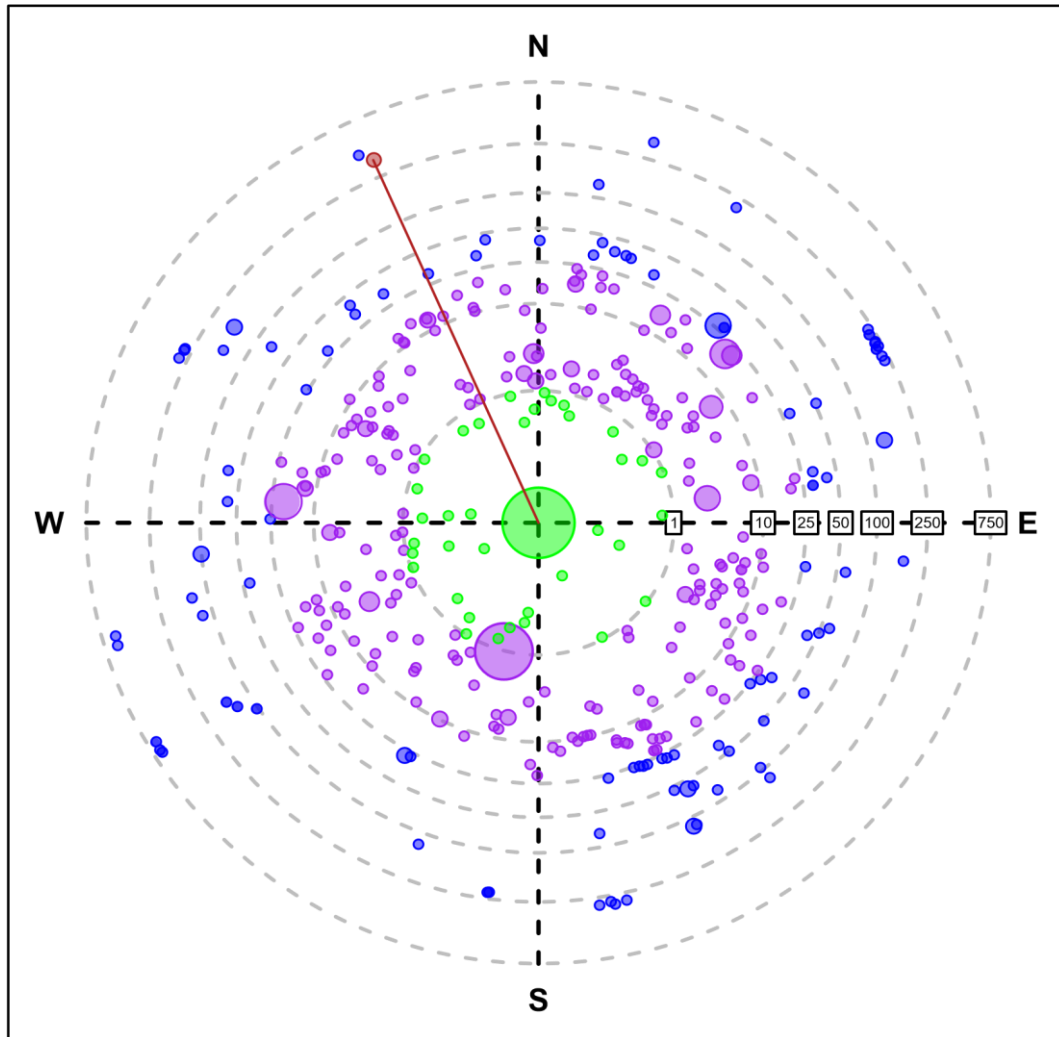


Figure 2. Location of host sites for plant translocations in the Western Palearctic on a geographic compass (with longitude and latitude axes) where all source sites have been grouped together at a single central point. The size of the dots depends on the number of populations with an identical origin translocated in the host site. The numbers on the dashed circles are the distances in km between source and host sites (proportional in the figure to the transformed geographical distance, see text). The green dots correspond to translocations at a distance <1km, the purple ones at distances between 1 and 25 km, the blue ones at distances > 25 km. The red line and circle symbolize a hypothetical translocation from Paris to London.

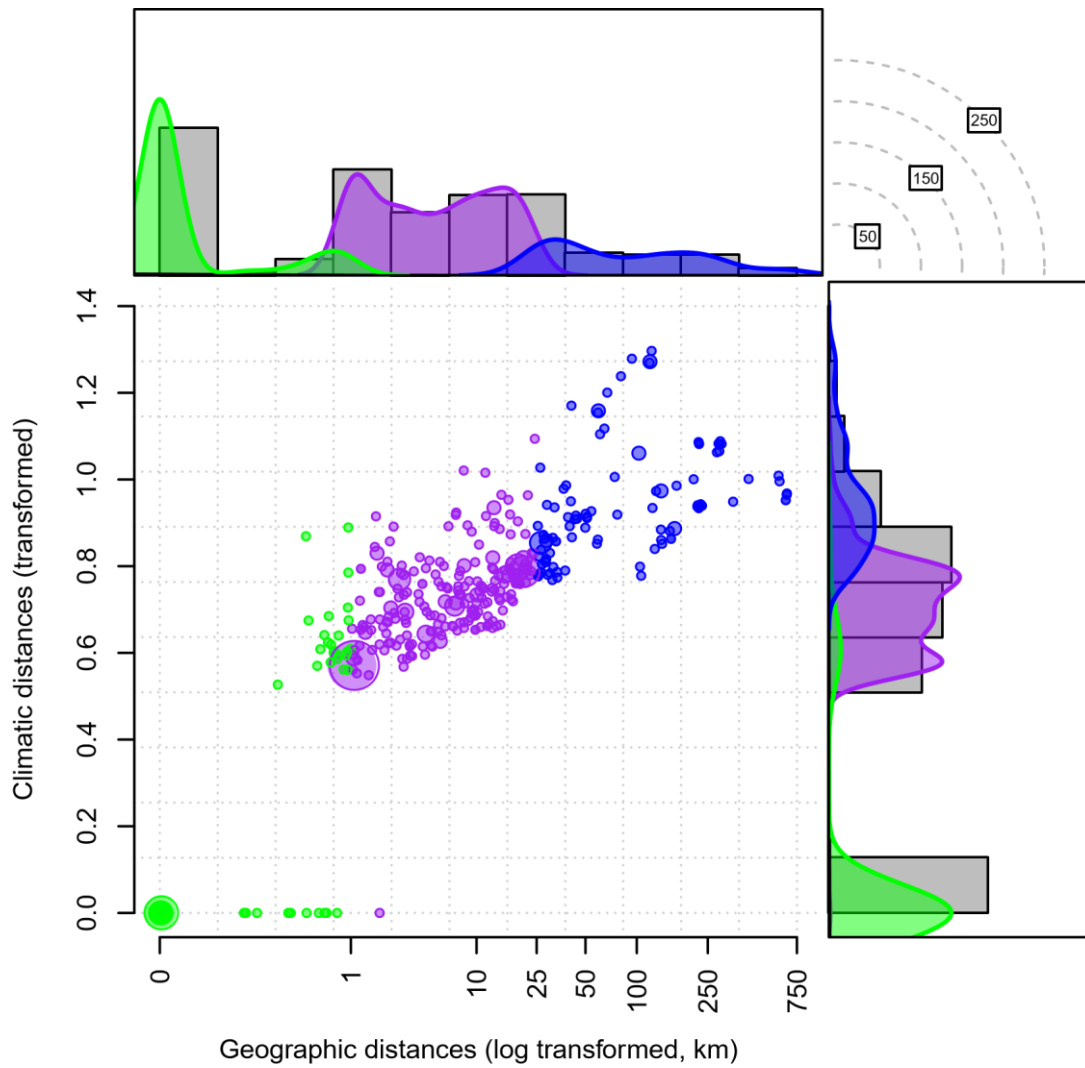


Figure 3. Relationship between the Euclidian climatic and geographic distances separating source and host sites in Western Palearctic plant translocations. The green dots correspond to translocations at a distance <1km, the purple ones at distances between 1 and 25 km, the blue ones at distances > 25 km. The scatterplot is displayed with its two marginal histograms and kernel density estimations.

Table 1. Bootstrap confidence intervals for the differences in geographic and climatic variables between host and source sites for plant translocations in the Western Palearctic (host site values minus source site values). Latitudes and longitudes are in decimal degrees, and altitudes in meters. Latitudes and longitudes on geographic compass are the coordinates on the geographical axes after transformation of the Euclidean distance between sites. Factorial axes derive from a principal component analysis (PCA) on all climatic data of host and source sites.

Variable	lower	upper
Latitude	-0.1097	0.0222
Latitude (on geographic compass)	-0.0438	0.1373
Longitude	-0.2811	0.0128
Longitude (on geographic compass)	-0.1420	0.0531
Altitude	-20.07	53.43
Coordinates on climatic compass, axis 1 (cold / hot)	-0.1377	-0.0080
Coordinates on climatic compass, axis 2 (oceanic / continental gradient)	-0.0390	0.0692

3.2 Climatic distances and directions

The correlation between the Euclidian climatic and the geographic distances separating source and host sites was positive and highly significant (**Figure 3**, $r(\text{Pearson})=0.91$; $P<10^{-3}$). Climatic distances are distributed similarly to geographic distances, with a bundle of short distances, where source and host sites often fall within the same climatic pixel, a group of

medium distances distributed more or less normally, and a group of long distances with a near log-normal distribution (**Figure 3**). As with geographic distances, climatic distances were greater in the northernmost operations than in the southernmost operations (Supporting information **Table S6**).

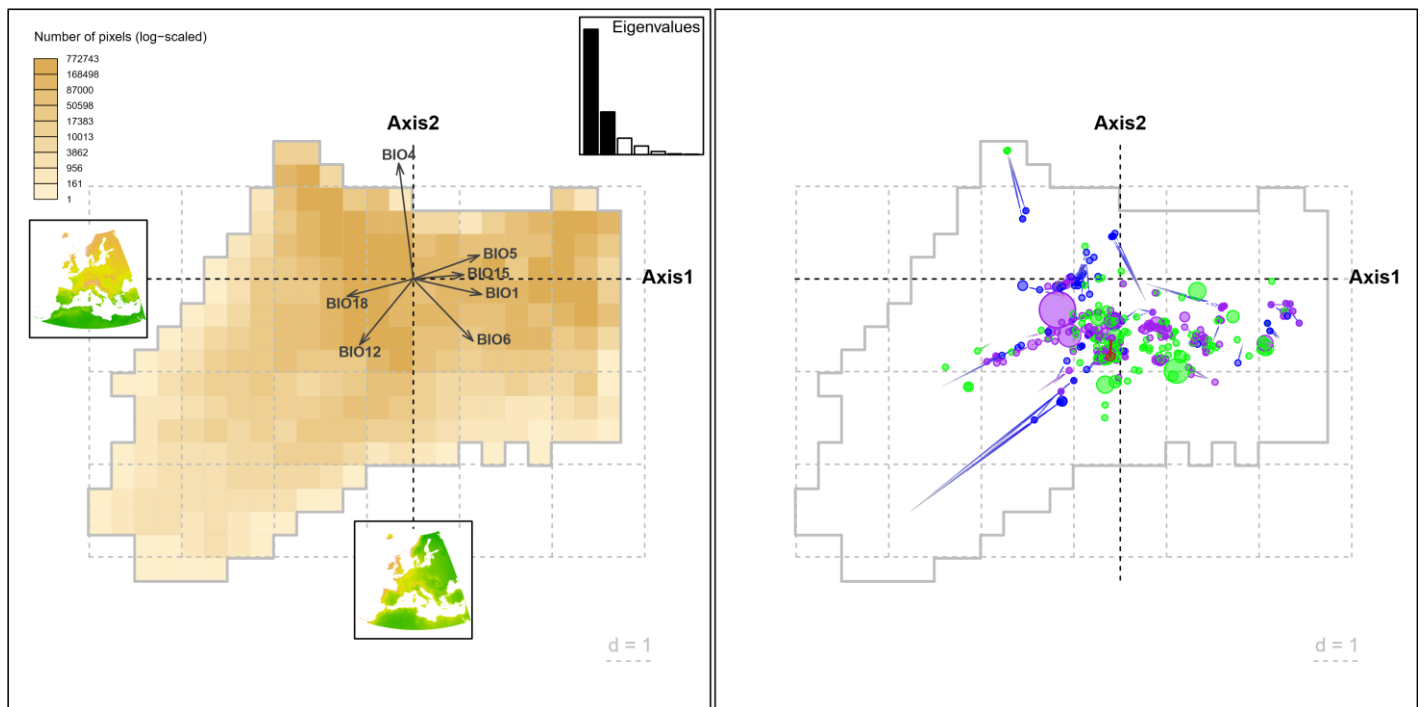


Figure 4. Principal component analysis of bioclimatic variables in the Western Palearctic. Left: Factorial climate space in the two main components (axes 1 and 2) and vectors corresponding to the seven bioclimatic variables. The mini maps show the geographical variation of the climatic coordinates on axis 1, which represents a temperature and humidity gradient, and on axis 2, which represents an oceanic/continental gradient. Right: Location of host sites in the factorial climatic space, with symbolism is as in **Figure 1**.

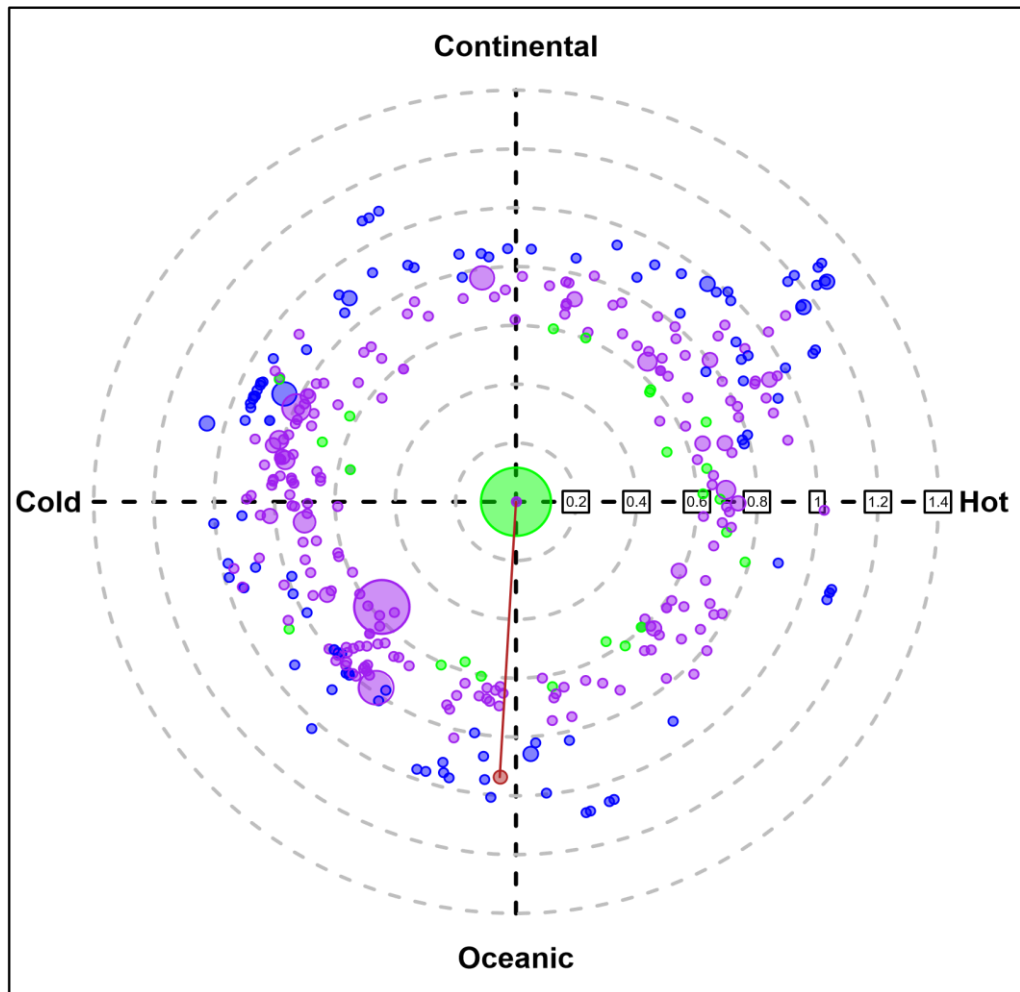


Figure 5. Position of host sites for plant translocations in the Western Palearctic on a climatic compass where all source sites have been grouped together at a single central point. The numbers on the dashed circles are the transformed climatic distances. The two axes are the principal axes of a principal component analysis performed on all data in seven bioclimatic variables in the Western Palearctic. The green circles correspond to translocations at a distance <1km, the purple ones at distances between 1 and 25 km, the blue ones at distances > 25 km. The red line and circle symbolize a hypothetical translocation from Paris to London.

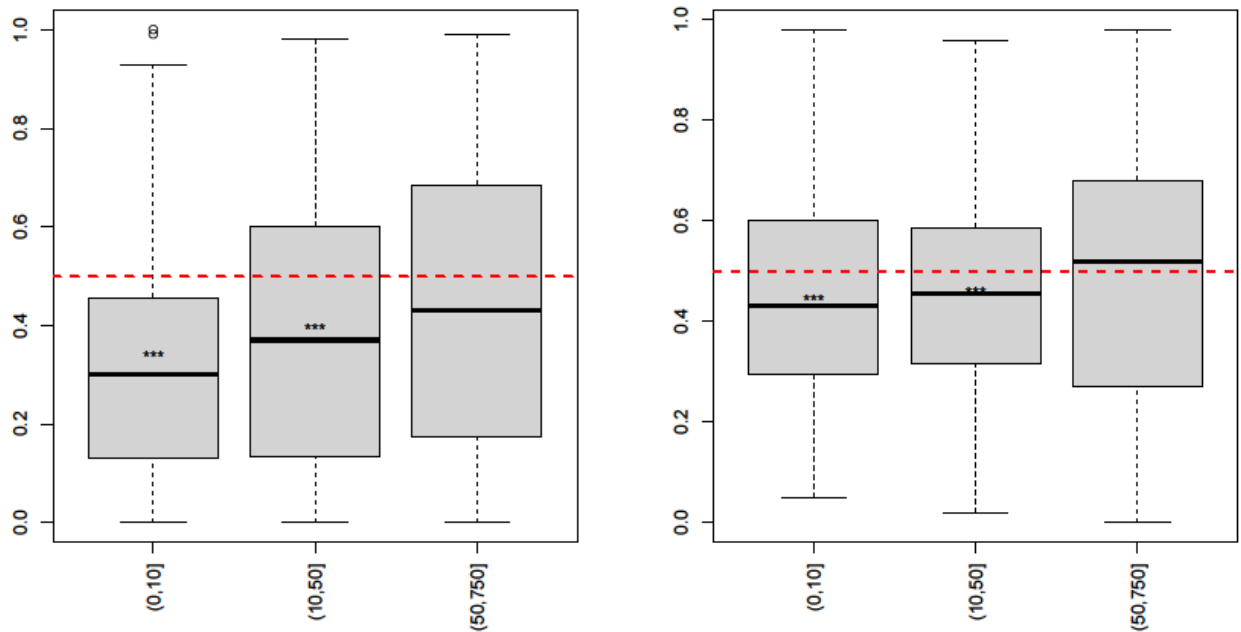


Figure 6. Boxplots showing the distributions of the percentages of simulated geographic points that have an Euclidian climatic distance to the source site lower than that of the true host site. Left: with random simulated points around the source site, at a distance equal to that where the host site is $\pm 5\%$, in any direction. Right: with random simulated points around the chosen host site, in an area with a radius equal to 0.25 times the distance separating source and host sites. The x-axis separates source-host pairs according the distance between them (in km). *** indicates that the proportion of simulated geographic points with a lower climatic distance from the source site than the true host site was significantly less than 50% ($P < 0.001$, Student's t-tests).

The PCA on climatic data of the Western Palearctic revealed two principal axes representing two important climate gradients for plants (**Figure 4**). The first axis was related to a temperature gradient roughly oriented north-south. The second axis was related to an oceanic *versus* continental gradient roughly oriented west-east. The position of the host sites on the climate map was mainly in places where the climate was more oceanic than average in the Western Palearctic (negative coordinates on axis 2, **Figure 4**).

The distribution of host sites on the climatic compass (**Figure 5**) was less homogeneous than on the geographic compass. Indeed, there were more host sites on the left side of the compass, towards colder situations, than on the right side (194 versus 152, **Figure 5**). Consequently, the bootstrap analysis showed that the mean difference in coordinates of the host sites on the first factorial axis was significantly negative (**Table 1**). No significant difference was observed on axis 2 (oceanic-continental gradient). The distribution of bootstrap means is available in Supporting Information **Figure S4**.

3.3 Consequences of the choice of host sites on climatic distances

When random points were simulated in any direction around the source site (at the actual distance between the source and host sites $\pm 5\%$), the proportion of random points that resulted in a lower climatic distance value than the selected host site was significantly less than 50% when the host sites were located within 50 km of the source sites (**Figure 6**). When the host sites were located more than 50 km from the source sites, the proportion of random sites that gave a value of climatic distance less than that of the chosen host site did not differ from 50%. Thus, compared to random choices, the observed geographical directions from source sites to host sites tended to minimize their climatic difference for short and medium distances, but not for long distances.

The results were similar when random points were simulated around every host site within a radius equal to 0.25 times the distance separating source and host sites (**Figure 6**). Thus, in a given area (of ~ 0.2 times the square of the distance between the chosen source and host sites), the local positioning of host site tended to minimize the climatic difference with the source site for short and medium distances, but not for long distances.

4. Discussion

4.1 Geographic and climate distances and directions

In this paper we have compared the geographical locations and climatic conditions of host and source sites involved in translocations of plant species that aim to achieve viable populations in the Western Palearctic in the last decades. Most plant translocations were conducted at distances of less than 25 km. These distances are small when comparing them with the projected speed of climate change for the 21st century expressed in poleward shift per year in, e.g., Mediterranean forests, woodlands and scrub (0.26 km.yr^{-1}) or temperate broadleaf and mixed forests (0.35 km.yr^{-1} ; Loarie et al., 2009). These short distances can be explained by the fact that it is easier to find similar habitats, likely to be suitable for the species, close to the source sites, but also by administrative and legal reasons, which we discuss below in the subsection about the many dimensions of site selection. In a very recent study, Skikne et al. (2020) estimated longer translocation distances in birds (median=105 km), using data from the Avian Reintroduction and Translocation database (Lincoln Park Zoo, 2012), including many translocations from New Zealand and the USA. Interestingly, they showed that the proportion of surviving birds one year after release decreased with longer distance translocations. As in our study, Skikne et al. observed that geographic and climatic distances between source and host sites were correlated, but not equivalent. But neither geographic nor climatic directions were documented in Skikne et al.'s study, and we are not aware of any such studies in plants.

In a context where climate change is an important concern for the conservation of species diversity (Thomas et al., 2004; Thuiller et al., 2005; Bellard et al., 2012; Urban, 2015), one would think that species translocations, whatever their main motivation, would represent an opportunity to move plant material (or the genetic information carried by this material) polewards, or higher in altitude, to cooler climatic conditions (Fahselt, 2007; Brooker et al., 2011; Aitken & Whitlock, 2013). We actually found that the translocations were not made preferentially in the direction of any cardinal point, nor towards a higher altitude. Yet on the climatic compass, the two axes of which are derived from the PCA on the seven bioclimatic variables, the host sites were located on average in significantly cooler climatic positions than the source sites. We did not necessarily expect this result when we read the documents used for our database. While some documents suggested that global warming was one of the factors threatening the translocated species, none of them explicitly described the translocation project as a means of mitigating the negative effects of global warming. In addition, 82% of the source-host distances were less than 25 km, which limited the possibilities for climate differentiation. However, in a number of cases where managers had the choice between different candidate sites for the creation of new populations or reintroductions, they mentioned that they avoided sites where introduced individuals could suffer from excessive heat or drought (*e.g.*, Fraga, 2000; Guyonneau & Amiotte-Suchet, 2019). This avoidance of sites with a relatively warmer and drier climate than other nearby sites (perhaps because of the slope, sun exposure, soil...) is probably the reason for our results. It is therefore fair to state that past translocations were more often made to sites where the effects of global warming on species could be limited rather than amplified. But in these cases, translocations were not considered in anticipation of future climate change to prevent the degradation of the conservation status of species whose populations could become extinct. It was within the framework of conservation programmes

already underway to slow the decline of species that managers chose translocation sites in response to climate change, the effects of which were already tangible.

To go further, and possibly demonstrate that past translocations have helped to mitigate negative impacts of climate change on species conservation, it would be ideal to compare the viability of populations that have been translocated in contrasted climatic directions. Unfortunately, our post-translocation demographic data are currently too sparse and insufficiently standardised to allow such an analysis, even with a viability proxy.

The results of experiments in common gardens have shown an advantage of genotypes from warmer sites over local genotypes in *Mimulus guttatus* (Peterson et al., 2016) and *Clarkia pulchella* (Bontrager & Angert, 2019). Simulation results have shown that assisted gene flow is likely to reduce maladaptation caused by climate change, despite outbreeding depression, in many cases (Aitken & Whitlock, 2013). All these results suggest that translocations can be a useful tool in species management to facilitate the adaptation of species to climate change (Aitken & Whitlock, 2013; Quigley et al, 2019), although some authors have pointed out that other local adaptation factors, such as soil or biotic interactions, may limit the interest of translocations and assisted gene flow (Bucharova, 2017). The identification of source sites currently experiencing the expected future climatic conditions in host sites is already included in translocation projects for long-lived trees, which may be part of productive forest plantation programmes (O'Neill et al., 2017) or ecological restoration programmes (Booth & Muir, 2020). It is likely (and hoped) that this approach will be more widely used in the future, notably for translocations of threatened species, although, in these cases, the choice of source and host sites is generally much more restricted than in the case of forest trees.

When we divided our dataset into four quartiles, according to the latitude of the host sites, we observed that compared to the most southern operations, the most northern operations tended to be at longer distances and further to the south (Supporting Information). The longer

distances can be explained by the fact that there are fewer micro-endemic species of particular habitats, which tend to be translocated locally, in northern Europe than in the south. As for the more southerly directions, they could be related to the fact that from a certain latitude in northern Europe, human density and the associated frequency of degraded habitats decrease as one moves northwards. Habitat restoration and reintroduction of species may in these circumstances lead managers to bring back plant material from north to south. But these results and interpretations should be considered with great caution, since our dataset contains many more translocation operations carried out in Latin countries than in Northern Europe, where we have only had access to some (probably large) operations published in English (see subsection about the limits due to translocation practices and data availability).

4.2 Extent of climatic differences between source and host sites

When translocation distances were less than 50 km, the climatic difference between the source and host sites was smaller than if the host sites had been randomly selected regardless of how the random selection was made, *i.e.* either at a given distance in any direction around the source site, or in a buffer zone locally centred around the actual host site. It would be tempting to interpret this result as the consequence of a choice aimed at minimising the climatic distance between host and source sites. But it is quite possible that this short climatic distance is only a secondary effect of the choice of a favourable habitat for the translocated species on other criteria. For example, when a plant living on coastal sand dunes is translocated, it is translocated to other coastal habitats, where sand dunes can be found, thus excluding inland, possibly mountainous, areas nearby. For a given geographical distance between them, two coastal sites are generally climatically closer to each other than a coastal site with a mountainous site, and therefore choosing a habitat favourable to the translocated plant on criteria other than the climatic criterion (such as soil texture or plant cover) may correlatively minimise the climatic distance without it having been included in the selection of the location of the sites.

Beyond 50 km, on the other hand, the climatic difference between the source sites and the actually selected host sites was no smaller than if the host sites had been selected at random, using both random selection methods. This result is intriguing, as the choice of habitat remains paramount over long distances. It could be related to the fact that microendemic species in Mediterranean coastal areas, including islands, have not been subject to long-distance translocations (see **Figure 1**). In regions where such translocations have taken place (Great Britain, northern France, Sweden, Eastern Europe), the landscapes are less heterogeneous and the climatic gradients are probably smoother, which may account for climatic distances that are not very different when host sites are randomly drawn in a buffer zone around the actual host site. However, this explanation is unconvincing when host sites are randomly drawn in any direction around the source site, where the actual host sites may be far away from the random host sites (see Supporting Information **Figure S2**, Simulation 1). On the whole, the simulation results finally seem rather inconclusive, and do not allow us to affirm that the practitioners have endeavoured to minimise the climatic difference between the source and host sites.

4.3 Limits due to translocation practices and data availability

We analysed a sample of translocations in Europe over the last 50 years. This sample is not random, and it might be biased in several ways. Firstly, the documents we relied on (peer-reviewed scientific articles, books, theses, conference papers, presentations, reports, newspaper articles, webpages, etc.) were mostly written in French, Spanish, Italian, and English, which excluded from our sample translocations for which the information we were looking for was only written in other languages. Secondly, many translocations are unknown to us. A number of them were carried out on individual initiatives by botanists, especially before the establishment of legal frameworks for these operations in Europe with the rise of the Natura2000 network. These attempts have generally been kept secret, whether or not they have resulted in persistent populations. Other translocations were carried out before the 2000s in a

regulated and legal manner by nature management organisations, but their memory has more or less been lost because the reports concerning them have never been digitised or centralized. Thirdly, some translocations are known but we did not find sufficiently precise geographical information. This was either because people did not consider accurate location information (especially of source populations) to be very important, or to keep confidential the location of emblematic species to avoid too much frequentation or collection (for example the populations of *Cypridium calceolus* in England or Switzerland, Joint Nature Conservation Committee, 2007; Parc Régional Chasseral, 2011).

Another limitation is that not all of our geographic data was very accurate. When they were not, the central coordinates of the territories we used (e.g., municipal territory, island, buffer around a village) did not necessarily correspond to the exact location of the population and might have distorted the geographical distances and directions calculated between source and host sites. Similarly, imprecise geographic coordinates may have corresponded to climate pixels in the WorldClim database that were different from the actual climate pixels of the source and host sites. But there is no reason to believe that these inaccuracies biased our results in one direction or another. Finally, because there are no weather stations in every km² in Europe, the values provided for many climate pixels by the WorldClim database might be smoothed in gradients between weather stations, thus erasing local variations due for example to sunlight on slopes (see Scherrer et al., 2011, about the discrepancy between weather station data and temperature variation due to topography). But this phenomenon is probably limited by the fact WorldClim data were obtained from models using not only weather station data but also covariates such as elevation, distance to the coast and satellite-derived data (land surface temperature and cloud cover, Fick & Hijmans 2017).

4.4 The many dimensions of site selection

A translocation program must deal with many parameters. These parameters depend in part on the objectives of the translocation. Even if the translocations included in our database were all aimed at leading to a viable population, they sometimes contain other objectives such as experimentation (e.g., Sainz-Ollero & Hernández-Bermejo, 1979; Colas et al., 2008; Dalrymple & Broome, 2010), ecological restoration (Kiehl & Pfadenhauer, 2007), or ecosystem service supply (Arnold et al., 2005; Walter, 2005). In addition, the way in which sites are selected varies. Sometimes the source site is determined in advance because it is itself at the origin of the translocation project. This is the case when a natural area containing protected species is degraded for the needs of a human activity and a host site is sought for the implantation of these species so that their conservation status is not unduly altered (e.g., *Cochlearia polonica*, Cieślak et al., 2010). Sometimes, the project comes directly from a desire to reintroduce a taxon to a site from which it has disappeared or to reinforce an existing population. In such cases, one or more sites of origin are searched for and selected (Adamec & Lev, 1999). In other cases, finally, the project, focusing on a taxon whose populations are to be increased, offers the possibility of selecting both one or more source site(s) and one or more host site(s) from a range of possibilities (Guyonneau & Amiotte-Suchet, 2019).

The selection of source and host sites depends of course on ecological considerations: population size, similarity of habitat, geographical and climatic distances, etc. However, many other aspects, including socio-economic and legal ones, probably guide this selection but were not considered in our analysis. Access to land depends on its ownership and relies on the owner's willingness to sell the land or sign a contract to host the taxon. Other aspects might include its status as protected or not, the probable evolution of its use, and other administrative or legal constraints. Some countries might favor short distance translocation in the implementation of some specific public policies, which might partly explain why a significant

number of translocations are implemented at short geographic distance from the source site. This is the case for France and Spain, which have small translocation distances compared to the whole dataset (Supporting information **Table S2**). For example in France, in the context of the mitigation hierarchy (i.e., avoiding, reducing and, as a last resort, offsetting for damages to biodiversity) that developers are supposed to follow when proposing a new project, translocations were considered as offsetting measures until recently and were thus supposed to follow the corresponding guidelines requiring to keep the measures at a functional proximity from the impacted area (MEDTL, 2012, now Art. L. 163-1 II of the French environmental code). In Spain, another country that provided many entries in the database, the competence on environmental matters have been transferred to sub-national structures (Autonomous Communities in Spain). This organisation forces *de facto* translocations to take place preferentially within the territories governed by sub-national structures. It is still possible to undertake translocations that involve two sub-national territories, but it is obviously a lot more difficult as they have to be approved and coordinated by the authorities of both entities (see the unpublished Spanish guide for translocations approved by the Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad in 2013, available at https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/doc_directrices_reintroduccion_tcm30-198128.pdf).

The reduction of site availability due to these non-ecological dimensions might lead to a situation where the remaining sites do not allow stakeholders to consider climate change predictions (Fahsel, 2007). Further research based on enquiries among translocation practitioners should deserve considerations to identify the overriding factors for the selection of sites that might explain part of our observations.

Conclusion

Past translocations have, for the most part, been conducted by skilled practitioners who were committed to finding the most favourable ecological conditions possible to achieve viable populations. Climate change is a factor that must be taken into account in the choice of sites, among other important factors such as soil texture, pH and moisture, competition with other plant species, predation, human frequentation, land ownership, management method, administrative, legal and economic constraints, etc. The considerations are therefore often very complex. Although past translocations have been to slightly cooler sites, climate change does not appear to have been a major consideration. We are now in a time of rapid anthropogenic climate change, and it is likely that this factor will need to be taken into account to a much greater extent over the next few decades if translocations are to improve the viability of plant populations that generally have limited dispersal ability.

References

- Adamec, L., & Lev, J. (1999). The Introduction of the Aquatic Carnivorous Plant *Aldrovanda vesiculosa* to New Potential Sites in the Czech Republic: A Five-Year Investigation. *Folia Geobotanica*, 34, 299-305. <https://doi.org/10.1007/BF02912816>
- Aitken, S. N., & Whitlock, M. C. (2013). Assisted Gene Flow to Facilitate Local Adaptation to Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 44, 367-388. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110512-135747>
- Arnold, C., Schnitzler, A., Douard, A., Peter, R., & Gillet, F. (2005). Is there a future for wild grapevine (*Vitis vinifera* subsp. *silvestris*) in the Rhine Valley? *Biodiversity and Conservation*, 14, 1507-1523. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-9789-9>
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuillier, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, 15, 365-377. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736>
- Biere, A., van Andel, J., & van de Koppel, J. (2012). Populations: Ecology and Genetics. In J. van Andel & J. Aronson (Eds.), *Restoration Ecology: The New Frontier* (pp. 73-86). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118223130.ch7>
- Bontrager, M., & Angert, A. L. (2019). Gene flow improves fitness at a range edge under climate change. *Evolution Letters*, 3(1), 55-68. <https://doi.org/10.1002/evl3.91>
- Booth, T. H., Nix, H. A., Busby, J. R., & Hutchinson, M. F. (2014). BIOCLIM: The first species distribution modelling package, its early applications and relevance to most current Maxent studies. *Diversity and Distributions*, 20, 1-9. <https://doi.org/10.1111/ddi.12144>
- Brook, B., Sodhi, N., & Bradshaw, C. (2008). Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology & Evolution*, 23, 453-460. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011>
- Brooker, R., Britton, A., Gimona, A., Lennon, J., & Littlewood, N. (2011). Literature review: Species translocations as a tool for biodiversity conservation during climate change. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No.440.
- Bucharova, A. (2017). Assisted migration within species range ignores biotic interactions and lacks evidence. *Restoration Ecology*, 25, 14-18. <https://doi.org/10.1111/rec.12457>
- Cieślak, E., Kaźmierczakowa, R., & Ronikier, M. (2010). *Cochlearia polonica* Fröhl. (Brassicaceae), a narrow endemic species of southern Poland: History of conservation efforts, overview of current population resources and genetic structure of populations. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 79, 255-261.
- Colas, B., Kirchner, F., Riba, M., Olivieri, I., Mignot, A., Imbert, E., ... Fréville, H. (2008). Restoration demography: A 10-year demographic comparison between introduced and natural populations of endemic *Centaurea corymbosa* (Asteraceae). *Journal of Applied Ecology*, 45, 1468-1476. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01536.x>
- Colas, B., Olivieri, I., & Riba, M. (1997). *Centaurea corymbosa*, a cliff-dwelling species tottering on the brink of extinction: A demographic and genetic study. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 94, 3471-3476. <https://doi.org/10.1073/pnas.94.7.3471>
- Colas, B., Thomas, C. D., & Hanski, I. (2004). Adaptive responses to landscape disturbances: Empirical evidence. In R. Ferrière, U. Dieckman, & D. Couvet (Eds.), *Evolutionary*

- Conservation Biology* (pp. 284-299). Cambridge University Press.
<https://doi.org/10.1017/CBO9780511542022.020>
- Dalrymple, Sarah E., & Broome, A. (2010). The importance of donor population identity and habitat type when creating new populations of small cow-wheat *Melampyrum sylvaticum* from seed in Perthshire, Scotland. *Conservation Evidence*, 7, 1–8.
<https://doi.org/10.6084/M9.FIGSHARE.649427>
- Dalrymple, S.E., Stewart, G. B., & Pullin, A. S. (2011). Are re-introductions an effective way of mitigating against plant extinctions? CEE review 07-008 (SR32). Collaboration for Environmental Evidence: www.environmentalevidence.org/
- Dullinger, S., Dendoncker, N., Gattringer, A., Leitner, M., Mang, T., Moser, D., ... Hülber, K. (2015). Modelling the effect of habitat fragmentation on climate-driven migration of European forest understorey plants. *Diversity and Distributions*, 21, 1375-1387.
<https://doi.org/10.1111/ddi.12370>
- European Environment Agency. (2011). Landscape fragmentation in Europe. Joint EEA-FOEN report No 2/2011. European Environment Agency.
- Fagan, W. F., & Holmes, E. E. (2005). Quantifying the extinction vortex. *Ecology Letters*, 9, 51-60. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00845.x>
- Fahrig, L. (2017). Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48, 1-23. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>
- Fahselt, D. (2007). Is transplanting an effective means of preserving vegetation? *Canadian Journal of Botany*, 85, 1007-1017. <https://doi.org/10.1139/B07-087>
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37, 4302-4315.
<https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Fletcher, R. J., Didham, R. K., Banks-Leite, C., Barlow, J., Ewers, R. M., Rosindell, J., ... Haddad, N. M. (2018). Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biological Conservation*, 226, 9-15. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.022>
- Fraga, P. (2000). Intentos de reintroducción de *Lysimachia minoricensis* J.J. Rodr. En Menorca. *Conservacion Vegetal*, 5, 12.
- Frankham, R. (2005). Genetics and extinction. *Biological Conservation*, 126, 131-140.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.05.002>
- Futuyma, D. J. (1986). *Evolutionary Biology* (2nd ed.). Sunderland, Mass: Sinauer Associates, Inc. <https://doi.org/10.1046/j.1420-9101.1988.1010089.x>
- GADM. (2018). Database of Global Administrative Areas (3.6) [Computer software]. <https://gadm.org/data.html>
- Godefroid, S., Piazza, C., Rossi, G., Buord, S., Stevens, A.-D., Agurauja, R., ... Vanderborght, T. (2011). How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation*, 144, 672-682. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.003>
- Google Inc. (2017). Google Earth. Google Inc. <https://www.google.com/earth/>
- Guyonneau, J., & Amiotte-Sucher, J. (2019). Le retour de la Saxifrage oeil-de-bouc. *Espaces Naturels*, 65, 53-54.

- Hanski, I., Zurita, G. A., Bellocq, M. I., & Rybicki, J. (2013). Species-fragmented area relationship. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110, 12715-12720. <https://doi.org/10.1073/pnas.1311491110>
- Haskins, K. E. (2015). Alternative perspectives on reintroduction success. *Animal Conservation*, 18, 409-410. <https://doi.org/10.1111/acv.12241>
- Hufbauer, R. A., Szűcs, M., Kasyon, E., Youngberg, C., Koontz, M. J., Richards, C., Tuff, T., & Melbourne, B. A. (2015). Three types of rescue can avert extinction in a changing environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112, 10557-10562. <https://doi.org/10.1073/pnas.1504732112>
- Joint Nature Conservation Committee. (2007). Second Report by the UK under Article 17 on the implementation of the Habitats Directive from January 2001 to December 2006. Peterborough: JNCC. Available from: www.jncc.gov.uk/article17
- Kiehl, K., & Pfadenhauer, J. (2007). Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. *Plant Ecology*, 189, 31-48. <https://doi.org/10.1007/s11258-006-9164-x>
- Lacy, R. C. (2000). Considering Threats to the Viability of Small Populations Using Individual-Based Models. *Ecological Bulletins*, 48, 39-51. <https://doi.org/10.2307/20113247>
- Laguna, E., Navarro, A., Pérez-Rovira, P., Ferrando, I., & Ferrer-Gallego, P. P. (2016). Translocation of *Limonium perplexum* (Plumbaginaceae), a threatened coastal endemic. *Plant Ecology*, 217, 1183-1194. <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0643-4>
- Lavergne, S., Mouquet, N., Thuiller, W., & Ronce, O. (2010). Biodiversity and Climate Change: Integrating Evolutionary and Ecological Responses of Species and Communities. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41, 321-350. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144628>
- Lenoir, J., Gegout, J. C., Marquet, P. A., de Ruffray, P., & Brisse, H. (2008). A Significant Upward Shift in Plant Species Optimum Elevation During the 20th Century. *Science*, 320, 1768-1771. <https://doi.org/10.1126/science.1156831>
- Loarie, S. R., Duffy, P. B., Hamilton, H., Asner, G. P., Field, C. B., & Ackerly, D. D. (2009). The velocity of climate change. *Nature*, 462(7276), 1052-1055. <https://doi.org/10.1038/nature08649>
- MEDDTL - Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement. (2012). Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser—Les impacts sur le milieu naturel.
- Menges, E. S. (2008). Restoration demography and genetics of plants: When is a translocation successful? *Australian Journal of Botany*, 56, 187. <https://doi.org/10.1071/BT07173>
- Nix, H. A. (1986). A biogeographic analysis of Australian elapid snakes. In R. Longmore (Ed.), *Atlas of elapid snakes of Australia: Australian Flora and Fauna series 7* (pp. 4-15). Australian Government Publishing Service.
- Noël, F., Prati, D., van Kleunen, M., Gygas, A., Moser, D., & Fischer, M. (2011). Establishment success of 25 rare wetland species introduced into restored habitats is best predicted by ecological distance to source habitats. *Biological Conservation*, 144, 602-609. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.11.001>
- O'Donnell, M. S., & Ignizio, D. A. (2012). Bioclimatic predictors for supporting ecological applications in the conterminous United States. U.S. Geological Survey Data Series 691.

- Parc Régional Chasseral. (2011). Rapport d'activités 2011.
- O'Neill, G., Wang, T., Ukrainetz, N., Charleson, L., McAuley, L., Yanchuk, A., & Zedel, S. (2017). A proposed climate-based seed transfer system for British Columbia. Prov. B.C., Victoria, B.C. Tech. Rep. 099. www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/Tr/Tr099.htm
- Peterson, M. L., Kay, K. M., & Angert, A. L. (2016). The scale of local adaptation in *Mimulus guttatus* : Comparing life history races, ecotypes, and populations. *New Phytologist*, 211, 345-356. <https://doi.org/10.1111/nph.13971>
- Quigley, K. M., Bay, L. K., & Oppen, M. J. H. (2019). The active spread of adaptive variation for reef resilience. *Ecology and Evolution*, 9(19), 11122-11135. <https://doi.org/10.1002/ece3.5616>
- R Core Team. (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Riba, M., Mignot, A., Fréville, H., Colas, B., Imbert, E., Vile, ... Olivieri, I. (2005). Variation in Dispersal Traits in a Narrow-endemic Plant Species, *Centaurea corymbosa* Pourret. (Asteraceae). *Evolutionary Ecology*, 19(3), 241-254. <https://doi.org/10.1007/s10682-005-0913-4>
- Robert, A., Colas, B., Guignon, I., Kerbiriou, C., Mihoub, J.-B., Saint-Jalme, M., & Sarrazin, F. (2015a). Defining reintroduction success using IUCN criteria for threatened species: A demographic assessment. *Animal Conservation*, 18, 397-406. <https://doi.org/10.1111/acv.12188>
- Robert, A., Colas, B., Guignon, I., Kerbiriou, C., Mihoub, J.-B., Saint-Jalme, M., & Sarrazin, F. (2015b). Reintroducing reintroductions into the conservation arena. *Animal Conservation*, 18, 413-414. <https://doi.org/10.1111/acv.12244>
- Román-Palacios, C., & Wiens, J. J. (2020). Recent responses to climate change reveal the drivers of species extinction and survival. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117, 4211-4217. <https://doi.org/10.1073/pnas.1913007117>
- Sainz-Ollero, H., & Hernández-Bermejo, J. E. (1979). Experimental reintroductions of endangered plant species in their natural habitats in Spain. *Biological Conservation*, 16, 195-206. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(79\)90021-1](https://doi.org/10.1016/0006-3207(79)90021-1)
- Scherrer, D., Schmid, S., & Körner, C. (2011). Elevational species shifts in a warmer climate are overestimated when based on weather station data. *International Journal of Biometeorology*, 55(4), 645-654. <https://doi.org/10.1007/s00484-010-0364-7>
- Seddon, P. J. (2015). Using the IUCN Red List criteria to assess reintroduction success. *Animal Conservation*, 18(5), 407-408. <https://doi.org/10.1111/acv.12239>
- Shier, D. M. (2015). Developing a standard for evaluating reintroduction success using IUCN Red List indices. *Animal Conservation*, 18(5), 411-412. <https://doi.org/10.1111/acv.12242>
- Silcock, J. L., Simmons, C. L., Monks, L., Dillon, R., Reiter, N., Jusaitis, M., Vesk, P. A., Byrne, M., & Coates, D. J. (2019). Threatened plant translocation in Australia: A review. *Biological Conservation*, 236, 211-222. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.002>
- Skikne, S. A., Borker, A. L., Terrill, R. S., & Zavaleta, E. (2020). Predictors of past avian translocation outcomes inform feasibility of future efforts under climate change. *Biological Conservation*, 247, 108597. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108597>

- Soorae, P. S. (Éd.). (2018). Global reintroduction perspectives: 2018. Case studies from around the globe (6^e éd.). IUCN/SSC Reintroduction Specialist Group, Gland, Switzerland and Environment Agency, Abu Dhabi, UAE. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2018.08.en>
- Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N., de Siqueira, M. F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A. S., Midgley, G. F., Miles, L., Ortega-Huerta, M. A., Peterson, A. T., Phillips, O. L., & Williams, S. E. (2004). Extinction risk from climate change. 427, 145-148. <https://doi.org/10.1038/nature02121>
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araujo, M. B., Sykes, M. T., & Prentice, I. C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(23), 8245-8250. <https://doi.org/10.1073/pnas.0409902102>
- Urban, M. C. (2015). Accelerating extinction risk from climate change. *Science*, 348(6234), 571-573. <https://doi.org/10.1126/science.aaa4984>
- Vilà, C., Sundqvist, A., Flagstad, Ø., Seddon, J., Björnerfeldt, S., Kojola, I., ... Ellegren, H. (2003). Rescue of a severely bottlenecked wolf (*Canis lupus*) population by a single immigrant. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270, 91-97. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2184>
- Walter, M. (2005). Transplanting and sowing seed of common cow-wheat *Melampyrum pratense* to increase its distribution at Blean Woods RSPB Reserve, Kent, England. *Conservation Evidence*, 2, 41-42. <https://www.conservationevidence.com/individual-study/2150>

Chapitre II – Translocations végétales en France : Statuts de conservation et de protection des espèces, menaces identifiées et motivations des translocations

En France, que l'initiative de translocation soit volontaire ou réglementaire, il est obligatoire d'obtenir l'autorisation des autorités compétentes pour réaliser la translocation pour les espèces protégées au niveau national ou régional par les articles L. 411-1 et L. 411-2 du code de l'environnement. La liste rouge des plantes vasculaires menacées en France métropolitaine a identifié 742 espèces menacées ou quasi menacées principalement par la destruction de leur habitats naturels et les multiples dégradations qu'elles subissent. Bien que les translocations soient prévues comme des actions de conservation, il n'y a pas d'étude qui passe en revue l'état de conservation des espèces transloquées, ou qui examine les menaces identifiées sur les populations qui ont fait l'objet de translocations volontaires ou réglementaires.

Dans ce chapitre, nous nous intéressons aux statuts de conservation et de protection tant au niveau national que régional des espèces transloquées, aux menaces et motivations qui ont conduit aux opérations de translocation de plantes en France. L'ensemble de ces éléments nous permettent de discuter de la pertinence des translocations comme mesure de conservation par rapport aux statuts des espèces et des menaces identifiées.

Le chapitre II fait l'objet d'un article soumis dans la revue *Botany letters*.

Diallo, M., Mayeur, A., Vaissière, A.C. & Colas, B., Translocated plants in France: protection and conservation status, threats to species, and motivations behind translocations.

Abstract

The practice of plant translocations to mitigate the deleterious human effects on biodiversity has been increasing over the last decades. In France, although translocations are planned as conservation actions, there is no study that reviews the conservation status of translocated species, or that examines the identified threats to the populations for either regulatory or voluntary translocations. Using the TransLoc database, we compiled data on 428 translocated plant populations in France to determine the level of endangerment of the 192 translocated species using the French National Red list of vascular plant species, and their national and regional protection status. We also examined the identified threats to the populations following the IUCN threats classification scheme, and compared voluntary and regulatory translocations according to the reported threats and the regions of translocation.

At the national level, one third and one fourth of translocated species were protected, or threatened (CR, EN, VU), respectively. Regionally threatened and protected species represented respectively 35% and 64% of translocated species. Human intrusion and disturbance and natural system modification were the main threats to populations of translocated species overall, but significant differences were found between regulatory and voluntary translocations. Finally, our results show contrasting translocation practices according to the scale (national vs regional) of species protection and between regions as well.

Keywords

Biodiversity, conservation status, motivations, national, plant translocations, protection, regional, threats.

Introduction

Biodiversity loss is considered a major environmental problem that threatens ecosystem functioning and human well-being (Ceballos et al. 2015; Ehrlich & Ehrlich 2013). To mitigate the loss of biodiversity, transfer by humans of organisms from one place to another, termed as translocation, has become widespread in the conservation field. Indeed, human activities, which have already led to a high degree of habitat fragmentation, notably in Europe, continue to pressurize natural habitats (European Environment Agency 2011). As a result, many species have small and isolated populations whose viability is altered by the increased impact of environmental stochasticity, demographic stochasticity, Allee effects, inbreeding or loss of genetic diversity (Frankham 2005; Lacy 2000). In addition, it is more difficult if not impossible for many species to reach new favourable patches by natural dispersal. This is particularly true for plant species whose dispersal is limited (Clark et al. 2007; Riba et al. 2005) and make them good candidates for conservation translocation.

Species translocations, which include reinforcement, reintroduction and introduction, are increasingly used to improve the conservation status of species, restore communities or ecosystems (Diallo et al. 2021; Silcock et al. 2019; Soorae 2018; Fenu et al. 2019). Over the past decades, plants translocations have gained more attention than before and conservation programmes involving plant translocations are regularly reported (Noël et al. 2011; Bottin et al. 2007; Fenu et al. 2019; Colas et al. 1997; Kiehl and Pfadenhauer 2007; Dalrymple et al. 2008). Translocations are motivated either through the desire of naturalists to improve the conservation status of threatened species (henceforth, *voluntary translocations*), or in application of legal nature protection measures to restore degraded ecosystems in the context of construction or development projects (henceforth, *regulatory translocations*) (Diallo et al. 2021). Voluntary translocations are sometimes included in more general conservation actions like the national action plans (*Plans Nationaux d'Action, hereafter PNA*) that are guidance

documents aimed at defining the actions necessary for the conservation and restoration of the most threatened species to ensure their good conservation status. Regulatory translocations are undertaken to accompany measures aimed at avoiding, reducing, or compensating for residual impacts on biodiversity caused by development projects, known as “ERC measures” (CGDD 2018). In France, whatever the translocation type (voluntary *versus* regulatory), authorities’ special permission is required in order to conduct any translocation program of nationally or regionally protected species (Alligand et al. 2018). The recent increase in number of plant translocations has been associated with improved planning and practices and some plant transplantations have been reported as successful such as the transplantation of *Damasonium alisma* (Froment 2013) and *Arenaria grandiflora* (Bottin et al. 2007). However, these reported successes and other benefits associated with conservation translocations should not hinder the risks associated with these practices (IUCN-SSC, 2013; Stringer & Gaywood, 2016; Weeks et al. 2011). Moreover, conservation translocations are often costly and time consuming, and although some translocations succeed, many others do not (National Species Reintroduction Forum 2014; Silcock et al. 2019; Dalrymple et al. 2012) .

Following the IUCN red list criteria, France, like other countries, has conducted an assessment of the extinction risk of all its vascular plants, which led to the creation of the national red list of vascular plants (UICN France et al. 2018). This list identified 742 threatened or near threatened species among the 4982 native species (excluding oversea territories). It emerges from this study that the loss of natural habitats and the various degradations suffered by these habitats in connection with urbanization, road infrastructure, the intensification of agricultural practices, pollution, invasive species or the rising of temperatures were the main threats to the metropolitan wild flora (UICN France, FCBN, and AFB & MNHN 2018).

Although translocations are planned as conservation actions, there is no study in France that reviews the conservation status of translocated species at the national and regional levels,

nor is there a study that examines the identified threats to the populations and the motivations that led to translocations.

Here, we propose to document the level of endangerment of the translocated species in France, to quantify threats identified as affecting plant species for which translocation was undertaken as a measure of conservation and to explore the motivations behind plant translocations (voluntary *versus* regulatory). This will allow us to have a better vision of plant translocations in France and discuss the use of translocations as a conservation tool. Sometimes, other conservation actions, such as area protection or reservation, management of habitat and threats (including invasive species control), enacting and enforcing laws and policies, awareness raising etc. could be more appropriate than translocations.

Specifically, we will ask the following questions: i-) What are the conservation and protection status of translocated species at national and regional levels in France? ii-) What threats to populations have been identified in the literature on plant translocations in France? iii-) Is there a difference in identified threats to populations between regulatory and voluntary translocations? iv-) Is the proportion of regulatory vs voluntary translocations different between French regions?

Materials and Methods

Data collection

The IUCN threats categories used in the French national red list of vascular plants are: Extinct Worldwide (“EX”) or in Metropolitan France (RE), Critically Endangered (CR), Endangered (EN), Vulnerable (VU), Nearly threatened (NT), Least concern (LC) and Data deficient (DD) (<https://inpn.mnhn.fr/accueil/index?lg=en>). The same categories apply to regional red lists, the main difference being the category ‘Regionally extinct’ (RE) referring to

species that have gone extinct in the corresponding French region (<https://inpn.mnhn.fr/accueil/index?lg=en>).

The main source of information for this study is the Transloc database, which compiles data on plant and animal translocations in Europe and around the Mediterranean from peer-reviewed scientific articles, books, reports, newspaper articles, interviews, and personal communications (see details in Diallo et al. 2021 and at <http://translocations.in2p3.fr/>).

To date, the TransLoc database contains 428 plant populations translocated in France from 192 different species. For every translocated plant population in France, we searched for identified local threats to the populations, identified in all available documents related to the translocation. We used the IUCN system (Salafsky et al. 2008) to categorize the different identified threats. This classification system standardises the nomenclature of threats and facilitates comparisons of data from one ecosystem to another (Salafsky et al. 2008; Wong et al. 2012). We restricted our classification to the first level entry of threats of the IUCN standard threats classification scheme, version 3.2, which distinguishes the following 11 main categories: 1. Residential and commercial development; 2. Agriculture and aquaculture; 3. Energy production and mining; 4. Transportation and service corridors; 5. Biological resource use; 6. Human intrusions and disturbance; 7. Natural system modifications; 8. Invasive & problematic species, pathogens and genes; 9. Pollution; 10. Geological events; 11. Climate change.

Similarly, we identified from available documents the type of translocations, classifying them as either *voluntary* when they were undertaken as a measure to improve the conservation status of a species, or as *regulatory* when they were included in an ERC procedure.

For all 192 French translocated species (corresponding to the 428 populations in the TransLoc database), we recorded their IUCN conservation status both in the French national and regional red lists as well as their legal protection status at national and regional scale,

available at the Inventaire National du Patrimoine Naturel (<https://inpn.mnhn.fr/accueil/index?lg=en>).

Data analyses

We conducted Chi-squared tests to test for the significance of the differences between (i) the number of voluntary and regulatory translocations by type of threat and (ii) the number of regulatory and voluntary translocations per region.

Results

Conservation status and protection of translocated species

Among these 192 species, 190 were registered with a *conservation status* in the French national red list of species based on the IUCN categories, and 120 in the French regional red list. At the national level, one third of translocated species are protected and one fourth are threatened (CR, EN, VU, sensu IUCN) (**Table 1**). At the regional level, one third of translocated species were threatened (CR, EN, VU) in their region of translocation. Regarding the *protection status* of translocated species, 67 out of 192 species were protected at the national level. Out of the 192 species that have been translocated, we knew the region of translocation for 185 of them, and 117 (63%) species were protected in their respective translocation region (**Table 1**). In regions like IDF, PDL, BFC and Bretagne, all translocations related to species that were protected in these regions.

Table 1. Number of different species translocated in each French metropolitan region and overall France, with percentages of protected and threatened (CR-EN-VU sensu IUCN) at regional and national levels. PACA=Provence-Alpes-Côte-d’Azur, AURA=Auvergne-Rhône-Alpes, HDF= Haut-de-France, IDF= Ile-de-France, PDL= Pays-de-la-Loire, CVDL= Centre Val-de-Loire, BFC= Bourgogne-Franche-Comté, Nlle Aquit. = Nouvelle Aquitaine.

Status	National French level	PACA	AURA	Occitanie	Corse	HDF	Grand Est	IDF	PDL	CVDL	Normandie	BFC	Bretagne	Nlle Aquit.	Unknown region
Number of translocated species	192	47	32	27	19	20	14	9	5	5	4	2	1	1	7
% of translocated species nationally protected	35	25	19	52	68	43	36	22	40	25	75	50	100	100	29
% of translocated species regionally protected		47	25	81	84	65	86	100	100	80	75	100	100	100	-
% of translocated species threatened	14	15	15	15	31	8	4	4	0	0	4	4	0	100	0

at the national level															
% of translocated species threatened at the regional level	11	15	11	47	65	71	100	60	60	50	50	0	100	-	

Main local threats to translocated populations

We were able to obtain the information regarding the threats for 345 out of 428 translocated populations in France. The local threats identified on the translocated species are mainly human intrusion and disturbance (affecting 28% of translocated populations), natural system modification (20%), transportation and service corridors (17%), residential and commercial development, energy production and mining, invasive and other problematic species (10% respectively) (**Table 2**). However, there are significant disparities between translocation regions. For instance, human intrusion and disturbance is the biggest identified threat to translocated species in PACA and Corse, while it is transportation and service corridors in Occitanie, and energy production and mining in Grand Est (**Table 2**).

Table 2. Number of translocated populations for which a threat has been identified in translocation documents as impacting populations of the translocated species at the regional level, by threat category and by French metropolitan region. Because several threats could have been identified for any translocated population, the number of translocated populations does not equal the sum of numbers over all threats. The figures in brackets () in the total column (right) corresponds to the proportion (%) of population impacted by each threat over the total populations that have been translocated (428). The regions' names are the same as in **Table 1**.

Threat	AURA	BFC	Bretagne	Corse	CVDL	Grand Est	HDF	IDF	Normandie	Occitanie	PACA	PDL	Nlle Aquit.	Unknown region	Total (%)
Human intrusion and disturbance				21		4	8			12	75				120 (28)
Natural system modification	2	1		2		14	8	7	19	13	15	3		1	85 (20)
Transportation and Service Corridors	9		1			7	1	3	1	19	18	11		2	72 (17)
Residential and commercial development	4	2				1	7	6	2	9	12	1			44 (10)
Energy production and mining	3	2			5	31		1		1	1				44 (10)

Invasive and other problematic species	2			16		5				1	15	4			43 (10)
Pollution	2	2	1			3				6	4	3			21 (5)
Agriculture and aquaculture		2			1	2	7	1			2	3			18 (4)
Biological resource use	2					1		4			2				9 (2)
Climate change	2						3			2					7 (2)
Number of translocated populations	46	5	1	47	5	55	27	17	21	64	110	19	2	9	428

Motivations for translocations

From the 428 translocated populations in our database, we were able to identify the motivation for 273 populations which represents 135 species. Out of the 273 populations, 169 were voluntary translocations, 100 were regulatory translocations, and four were translocated for both voluntary and regulatory reasons. Because of insufficient data, we did not include the 4 latter populations in our data analyses and compared only the voluntary and regulatory translocations for 269 populations of our database. Voluntary translocations represented almost two third (63%) and regulatory one only a third (**Table 3**). PACA, Occitanie, Grand Est, Corse and AURA were the regions with the highest number of translocations (26%, 15%, 13%, 11% and 11% respectively, see **Table 2**). There were more voluntary translocations than regulatory ones in all regions except in AURA and Occitanie, which had more regulatory translocations than voluntary ones (**Table 3**). The difference among regions in the proportion of regulatory vs voluntary translocations was significant (*chi-squared test, p-value = 6.94 e-19*). We also observed that populations that were voluntarily translocated were so mainly because of “human intrusions and disturbance”, “natural system modifications”, and “invasive & problematic species and genes” (**Table 4**). Populations that were translocated for regulatory reasons were so mainly because of “transportations and services corridors”, “residential and commercial development” and “human intrusions and disturbance” (**Table 4**). Here again, the proportion of voluntary and regulatory translocations were significantly different for each of the threats for which comparison was possible (*Chi-squared test, p-value = 4.48 e-31*).

Table 3. Proportion of voluntary and regulatory plant translocations in each French metropolitan region. N is the total number of translocations for which the type of translocation could be identified, which may be lower than the total number of translocated populations in each region (reported in **Table 2**). The regions' names are the same as in **Table 1**.

Type	PACA	Occitanie	Grand Est	Corse	AURA	HDF	Normandie	PDL	IDF	BFC	CVDL	Nlle Aquit.	Bretagne	Unknown region	Total
Voluntary	72	13	69	100	22	62	90	100	100	100	-	-	-	-	63
Regulatory	28	87	31	0	78	38	10	-	-	-	-	-	-	100	37
N	81	30	13	42	45	21	21	7	5	2	-	-	-	2	269

Table 4. Number of voluntary and regulatory translocated populations for which a threat has been identified in translocation documents as impacting populations of the translocated species at the regional level, by threat category. Because several threats could have been identified for any translocated population, the number of translocated populations does not equal the sum of numbers over all threats.

Threat	Voluntary	Regulatory	Total
Human intrusion and disturbance	81	11	92
Natural system modification	51	4	55
Transportation and Service Corridors	3	46	49
Residential and commercial development	13	21	34
Energy production and mining	1	5	6
Invasive and other problematic species	34	1	35
Pollution	14	0	14
Agriculture and aquaculture	15	0	15
Biological resource use	8	0	8
Climate change	6	0	6
Number of translocated populations	88	226	314

Discussion

With increasing rate of biodiversity loss, conservation programs such as conservation translocations could become essential for the conservation of threatened plants and necessary safeguards to prevent regional or global species extinctions (Brichieri-Colombi and Moehrensclager 2016). In this paper, we discuss the use of plant translocations as a conservation tool in France by determining the conservation and protection status of translocated species and reported threats that have triggered translocation operations, and the motivations (regulatory versus voluntary) to conduct these translocations. The sample of translocated populations we used in this study from the TransLoc database is not random: the data for all regions is not exhaustive, which is linked to the contacts that we had or couldn't have, depending on the availability and interest of the actors in the project. Consequently, the disparity we observe in the number of translocation programs per region does not necessarily mean that there are less translocations in certain regions but may be the reflect of the reporting effort. In many regions, the reporting effort is not followed up closely due to lack of time and human resources to conduct it properly. A substantive effort could help remedy to that and make data available and easier to access. Another limitation of the study is that the reported threats have been identified on the basis of expert's opinions and their assessment may not always be relevant and therefore subject to debate.

On the conservation and protection status of translocated populations/species

The conservation and protection status of translocated species in France are contrasted according to the geographic level.

In the one hand, we have both low rates of protected (34%) and threatened (14%) species at the national level among the translocated species, meaning that a majority of translocated species are not included in the French national red list of vascular flora. Also, almost half of the

translocated species that are protected nationally were of « least concern » (LC), which was unexpected. This could potentially be explained by the fact that France's national list of protected species was first published in 1982 (modified by Arrêté 1995-08-31 art. 1 JORF 17 octobre 1995). Since then, important progress has been achieved in terms of species' inventory, access to information and its diffusion, and the French national list of protected species has been updated at different points in time with the addition of species (for details see: <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000000865328/>). However, we could not find mention of any species being unlisted, despite the fact that some of them that were considered as being rare or threatened might have been listed wrongly due to a lack of sufficient data or information. It could also be explained by the fact that species listed in threatened categories are naturally rare or uncommon and have restricted spatial distributions (Commander et al., 2018), and the lack of knowledge on the biology and ecology of these species complicate the decisions to translocate them.

In a study on plant translocation in China, Liu et al. (2015) found that out of 154 species that have been subject to some form of conservation translocation, the great majority (121) of these species were listed as threatened. In another study on plant translocations in Canada, Swan et al. (2018) found that only 55 of 541 species listed at risk in Canada had been translocated, although translocations were explicitly recommended for 49 additional species and under consideration for 99 species. Indeed, in many countries, the candidate species under consideration for conservation actions might be threatened to some degree as the most commonly used system for assessing the conservation status is the IUCN Red List of threatened Species (Heywood et al. 2018). However, in practice, the selection of target species for conservation is often influenced by the information already or readily available on the candidate species: local knowledge, already established priorities and other pragmatic considerations such as the biological characteristics of the species (e.g., breeding system), the likelihood of

conservation success and sustainability, the relative monetary costs of conservation actions etc. (Heywood et al. 2018). In France, an important aspect to consider is the funding of the conservation programs, as many programs include projects that are financially supported by the European Union (E.U.) which means that the focus could be placed more on species that are of higher level of conservation concern (European level or Global).

On the other hand, our study showed that 63% of translocated species were protected in their region of translocation and the majority of regionally protected species were listed as threatened “EN, CR, VU” in one of the regions at least. Knowing the regional status of species is important for several reasons. Loss of populations and genetics are major concerns. When a species is protected, either locally or globally, conservation of its genetic diversity is promoted (Hunter and Hutchinson 1994). Furthermore, the extinction of a species is the result of local extinctions of its populations, which can also provoke a cascade of extinctions that can lead to a change in species composition and in ecosystem processes (Grammont and Cuarón 2006). Also, conservation translocation motivated by local conservation status (e.g., regionally threatened species) could simultaneously affect global conservation status. An important aspect of species conservation is that it requires specific actions carried out by organisations that act within political (local, regional, national), not ecological limits (Hunter and Hutchinson 1994). Directing conservation efforts toward species that are regionally rare but nationally still secure could serve as a measure of prevention. Early instigation of conservation actions before common and/or still secure species undergo serious decline may be more effective than actions undertaken when a species is uncommon or rare (Lindenmayer et al. 2011). Furthermore, there might be good reasons (economic importance, e.g., forestry trees or Crop Wild Relatives_the plants that feed us and their wild relatives (see Heywood 2008) , etc.) for selecting species that are not currently threatened for conservation purposes, so as to ensure that important genetic

variation is maintained into the future when climate change and other factors may threaten them or their habitats (Heywood et al. 2018).

Although, the IUCN system is intended to evaluate extinction risk only and not to prioritize species for conservation (Miller et al. 2007), careful consideration should be given to protected species when threats to populations are somewhat diffuse (e.g., climate change, pollution etc.). Having more voluntary translocations and considering the fact that the majority of translocated species are protected in their respective region of translocation seem to go in the direction of giving priority to protected species in the regions. However, regulatory translocations of protected/threatened species could reflect the failure of conservation measures, because protected species and/or their habitats should not in principle be threatened by development projects of any kind.

On threats to translocated plant populations in France

Our observations in this study indicate that threats to translocated plants populations in France are mainly ones that contribute to habitat loss and degradation (e.g., natural system modification, transportation and service corridors, energy production and mining, commercial and residential development etc.), which is considered as the most pervasive threat to biodiversity (Yiming and Wilcove 2005; Maxwell et al. 2016). Our findings are consistent with the report on the red list of threatened species in France which identifies the loss of natural habitats and the various degradations suffered by these habitats in connection with urbanization as the main threats to French metropolitan flora (UICN France, FCBN, and AFB & MNHN 2018). In their review on plant translocations in China, Liu et al. (2015) also found that 67% of translocations projects were developed in response to habitat loss caused by development project, mainly hydropower ones. By contrast, in a recent study on threatened plant species in Australia, Zimmer et al. (2019) found that most of these species (63%) were affected by weeds and human disturbance mostly from recreational users and road/track maintenance and 50% of

species by inappropriate fire regimes. Elsewhere, in a different study on imperiled animal and plant species in the United States (U.S), Wilcove et al. (1998) found that habitat loss was the greatest threat to these species, affecting 85% of the species they analysed. These authors also identified habitat destruction as the most widespread threats to endangered plants in the U.S, affecting 81% of them followed by alien species (57%).

The fact that human intrusions and disturbance is the main local threat is not that surprising if we relate it to the regions of translocations in France. Indeed, the five regions where we observed the greatest number of translocations (PACA, Occitanie, Grand Est, Corse and AURA) are highly touristic (with the exception of Grand Est) with overcrowding during the peak of touristic seasons. In regions like PACA and Corse, the concentration of populations on the coast, on plains and mass tourism locally accentuates the adverse effect of change in land use on ecosystems. Overcrowding, particularly linked to tourism, leisure activities and outdoor sports involve a direct disturbance of species, alterations linked to passages (trampling, wild harvesting, partial destruction of Posidonia meadows by the anchoring of boats etc.). Two types of pressure need to be put in perspective: the demographic pressure and the pressure of urbanization (Zaninetti 2006). The specialization of these regions and other non-coastal tourist regions (e.g., AURA) in recreational and tourism activities makes the pressure of urbanization (because of permanent tourism infrastructures) much stronger than the demographic pressure, although during the peak of the seasons the number of visitors is high due to mass tourism. In PACA for example, the human population has increased by 73% since 1962 with high density of population near the coast, which can impact local species and ecosystems (<https://inpn.mnhn.fr/espece/programme/listes-rouges/RG/?region=INSEER93>, PACA region).

It is worth noticing that in the case of threatening processes acting independently, removing that threat would allow the threatened plant to recover in their natural environment,

providing there are no other threats affecting the species. One such example is collection of orchids for the horticultural trade: by controlling or stopping the collection, the species is likely to recover naturally (Heywood et al. 2018). However, the majority of threats do not act independently, they interact in combination with other threats in complex threatening processes (Heywood et al. 2018; Brook et al. 2008). As a result, species responses are more difficult to predict, and possibly much harder to recover from. In our study, 22% of translocations have been conducted because of at least two out of the 10 major threats identified. Almost one third of the species in the French Red list of vascular plants are threatened by more than two threats at a time (source: from INPN data used for the red list of vascular plants). Other studies have revealed the synergetic effect of threats, e.g., habitat fragmentation and climate change on the viability of metapopulation (Brook et al. 2008). In an experimental context, habitat fragmentation and overharvesting combined with environmental warming in rotifer zooplankton resulted in populations declining up to 50 times more rapidly when combined than when acting singularly (Mora et al. 2007). Although climate change was not identified as a major threat leading to the translocation of plant species in our dataset, it is known to cause changes in natural habitats, climate factors and interacting organisms. In other studies on threatened animal and plant species, climate change is predicted to become the major threat to biodiversity (Maxwell et al., 2016). Controlled experiments show that climate change is altering plant communities, particularly in boreal regions (Reich et al. 2015; Panetta et al. 2018) and modelling studies suggest increasing importance of climate change as a driver of plant extinction, with extinction impacts equalling or exceeding those of land use change in some regions (Gomes et al. 2019).

On the motivations behind the translocations

Regulatory translocations were conducted mainly in response to either transportation and service corridors, residential and commercial development or human intrusion and

disturbance. On the other hand, voluntary translocations were conducted in response to human intrusion and disturbance, natural system modifications, and invasive and problematic species. These results were somehow expected because regulatory translocations take place in response to an accompanying measure within the framework of a development project such as urban development.

After looking closely at the regions of translocations, we observe that PACA has more voluntary translocation than regulatory ones. The majority of translocations in the PACA region are part of initiatives for the healing of areas degraded by trampling and the replacement of banal exotic vegetation by representatives of the region's native flora. In Corse, translocations are all voluntary and most of these operations are either part of the European Directive CE 92/43 within the framework of the European Life program « Conservation des habitats naturels et des espèces végétales d'intérêt communautaire prioritaire de la Corse » managed by the «Office de l'Environnement de la Corse » (Piazza et al. 2011) or of the CARE MEDIFLORA project, which aims to improve the conservation status of threatened Mediterranean plant species and being implemented by institutions of six Mediterranean islands (Balearic Islands, Corsica, Sardinia, Sicily, Crete and Cyprus) as well as the IUCN/SSC Mediterranean Plant Specialist Group (for details see: <http://www.care-mediflora.eu/>). Within regions, the disparity in the proportions of voluntary versus regulatory translocations could reflect the differences we observe in terms of soil artificialisation in the French regions. Between 2006 and 2015, the share of artificial soil in the regions where we have the greatest number of translocated species has increased by 1.9%, 0.7%, 0.8%, 1.2% and 1% in PACA, AURA, Occitanie, Corse and Haut-de-France (HDF) respectively, while the national mean rate was 0.9% for the same period (Lévêque and Witté 2019). For example, in the AURA region, most of the translocations result from the construction of roads (e.g., translocation of *Dianthus superbis* as part of a road project in Haute-Savoie) (TEREO 2018), railways (e.g., translocation of *Cytisus lotoides* due to the

construction of the LGV Drôme) (Conservatoire Botanique National Alpin 2010), or from the construction of residential and commercial area (e.g., transplantation of *Tulipa sylvestris* in Die (Drôme Department) (Conservatoire Botanique Nationale Alpin 2011).

Conclusion

Our results indicated that in most cases, plant translocations, which should remain exceptional, are carried out for species that are not “threatened” nationally. But, the new and massive infrastructure projects that are ongoing and/or expected in most of the regions in France might call for further translocations in response to habitat loss due to urbanization. One could argue that it is interesting to have less protected species involved in translocation as it means the ERC measure is applied correctly. From another perspective, having mainly protected species translocated in regulatory measures could also be the result of a “minimum service” that the promoters of development projects do by only focusing on protected species and neglecting more common species which are also affected by the projects.

However, our results at the regional level tend to show that we are moving in the right direction as attention is given to the translocation of species at stake locally. Translocations have the potential to increase total population size and geographic distribution of threatened species. In their decision framework based on the application of extinction risk assessment methods, Zimmer et al. (2019) suggests that translocation could be beneficial in reducing extinction risk for species with a small population (<250 individuals) and/or restricted distributions (geographic extent of occurrence <100km² or area of occupancy of <10km², where individuals could be affected by a single threat). Furthermore, with alarming signs of climate change becoming the most pervasive threat to biodiversity in the coming decades (Maxwell et al. 2016; Hoegh-Guldberg et al. 2008), translocations could serve both as a preventive and/or precautionary measure against climate change effect on biodiversity (Brooker et al. 2011;

Hällfors et al. 2014; IUCN-SSC 2013). However studies report suggest that climate change did not seem to be a major consideration when it comes to the choice of suitable translocation sites (Diallo et al. 2021).

Although conservation translocations could be an option in some circumstances, moving impacted population/species to alternative sites is not a guarantee of the survival of the population/species in the long-term. The prospect of having more translocation project undertaken in other populated and biodiverse countries (Dalrymple et al. 2012; Swan et al. 2016) call for a better alignment between conservation measures and national/regional policy implementation and a better reporting of translocations outcome to facilitate analyses of translocation effectiveness. As recommended in previous studies (Swan et al. 2018), we suggest that practitioners must consider and emphasize the importance of habitat protection and other preservation efforts that prevent the need for translocations in the first place.

References

- Albrecht, G. A., Brooke, C., Bennett, D. H., & Garnett, S. T. (2012). *The Ethics of Assisted Colonization in the Age of Anthropogenic Climate Change*.
- Albrecht, M. A., & Maschinski, J. (2012). Influence of Founder Population Size, Propagule Stages, and Life History on the Survival of Reintroduced Plant Populations. In J. Maschinski, K. E. Haskins, & P. H. Raven (Eds.), *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils* (pp. 171–188). Island Press/Center for Resource Economics. https://doi.org/10.5822/978-1-61091-183-2_10
- Albrecht, M. A., Osazuwa-Peters, O. L., Maschinski, J., Bell, T. J., Bowles, M. L., Brumback, W. E., Duquesnel, J., Kunz, M., Lange, J., & McCue, K. A. (2019). Effects of life history and reproduction on recruitment time lags in reintroductions of rare plants. *Conservation Biology*, 33(3), 601–611.
- Alligand, G., Hubert, S., Legendre, T., Millard, F., & Müller, A. (2018). *MTEs, «Evaluation environnementale, Guide d'aide à la définition des mesures ERC»*. <https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Th%C3%A9ma%20-%20Guide%20d%E2%80%99aide%20%C3%A0%20la%20d%C3%A9finition%20des%20mesures%20ERC.pdf>
- Armstrong, D. P., & Seddon, P. J. (2008). Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(1), 20–25. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.003>
- Atkins, K. E., & Travis, J. M. J. (2010). Local adaptation and the evolution of species' ranges under climate change. *Journal of Theoretical Biology*, 266(3), 449–457. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2010.07.014>
- Balmford, A., Bennun, L., Brink, B. ten, Cooper, D., Côté, I. M., Crane, P., Dobson, A., Dudley, N., Dutton, I., Green, R. E., Gregory, R. D., Harrison, J., Kennedy, E. T., Kremen, C., Leader-Williams, N., Lovejoy, T. E., Mace, G., May, R., Mayaux, P., ... Walther, B. A. (2005). The Convention on Biological Diversity's 2010 Target. *Science*, 307(5707), 212–213. <https://doi.org/10.1126/science.1106281>
- Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O. U., Swartz, B., Quental, T. B., Marshall, C., McGuire, J. L., Lindsey, E. L., Maguire, K. C., Mersey, B., & Ferrer, E. A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471(7336), 51–57. <https://doi.org/10.1038/nature09678>
- Beale, C. M., Lennon, J. J., & Gimona, A. (2008). Opening the climate envelope reveals no macroscale associations with climate in European birds. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(39), 14908–14912. <https://doi.org/10.1073/pnas.0803506105>
- Bellis, J. M. (2021). *The influence of climate on past, present, and future conservation translocations*. Liverpool John Moores University (United Kingdom).
- Bankman, C. W. (1993). Decline of the Red Crossbill of Newfoundland. *Am Birds*, 3728.
- Bennett, J. (1992). A glut of gibbons in Sarawak – is rehabilitation the answer? *Oryx*, 26(3), 157–164. <https://doi.org/10.1017/S0030605300023590>
- Bottin, L., Cadre, S. L., Quilichini, A., Bardin, P., Moret, J., & Machon, N. (2007). Re-establishment trials in endangered plants: A review and the example of *Arenaria grandiflora*, a species on the brink of extinction in the Parisian region (France).

Ecoscience, 14(4), 410–419. [https://doi.org/10.2980/1195-6860\(2007\)14\[410:RTIEPA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2980/1195-6860(2007)14[410:RTIEPA]2.0.CO;2)

- Bradley, H. S., Tomlinson, S., Craig, M. D., Cross, A. T., & Bateman, P. W. (2020). Mitigation translocation as a management tool. *Conservation Biology*, *n/a*(*n/a*). <https://doi.org/10.1111/cobi.13667>
- Brichieri-Colombi, T. A., & Moehrensclager, A. (2016). Alignment of threat, effort, and perceived success in North American conservation translocations: North American Translocation Efforts. *Conservation Biology*, 30(6), 1159–1172. <https://doi.org/10.1111/cobi.12743>
- Bristol, R. M., Fraser, I., Groombridge, J. J., & VerÃ-ssimo, D. (2014). An economic analysis of species conservation and translocation for island communities: The Seychelles paradise flycatchers as a case study. *Journal of Environmental Economics and Policy*, 3(3), 237–252.
- Brook, B. W., Sodhi, N. S., & Bradshaw, C. J. A. (2008). Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(8), 453–460. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011>
- Brooker, R., Britton, A., Gimona, A., Lennon, J., & Littlewood, N. (2011). *Literature review: Species translocations as a tool for biodiversity conservation during climate change*.
- Brooker, R. W., Brewer, M. J., Britton, A. J., Eastwood, A., Ellis, C., Gimona, A., Poggio, L., & Genney, D. R. (2018). Tiny niches and translocations: The challenge of identifying suitable recipient sites for small and immobile species. *Journal of Applied Ecology*, 55(2), 621–630. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13008>
- Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., Strien, A. van, Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., Baillie, J. E. M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K. E., Carr, G. M., Chanson, J., Chenery, A. M., Csirke, J., Davidson, N. C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., ... Watson, R. (2010). Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, 328(5982), 1164–1168. <https://doi.org/10.1126/science.1187512>
- Butt, N., Chauvenet, A. L. M., Adams, V. M., Beger, M., Gallagher, R. V., Shanahan, D. F., Ward, M., Watson, J. E. M., & Possingham, H. P. (2021). Importance of species translocations under rapid climate change. *Conservation Biology*, 35(3), 775–783. <https://doi.org/10.1111/cobi.13643>
- Cayueta, H., Gillet, L., Laudelout, A., Besnard, A., Bonnaire, E., Levionnois, P., Muths, E., Dufrene, M., & Kinet, T. (2019). Survival cost to relocation does not reduce population self-sustainability in an amphibian. *Ecological Applications*, 29(5), e01909. <https://doi.org/10.1002/eap.1909>
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., GarcÃ-a, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1(5), e1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>
- Chauvenet, A. L. M., Ewen, J. G., Armstrong, D. P., Blackburn, T. M., & Pettorelli, N. (2013). Maximizing the success of assisted colonizations. *Animal Conservation*, 16(2), 161–169. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00589.x>
- Clark, C. J., Poulsen, J. R., Levey, D. J., & Osenberg, C. W. (2007). *Are Plant Populations Seed Limited? A Critique and Meta-Analysis of Seed Addition Experiments*. 23.

- Clark, T. W., & Westrum, R. (1989). High-performance teams in wildlife conservation: A species reintroduction and recovery example. *Environmental Management*, 13(6), 663–670. <https://doi.org/10.1007/BF01868305>
- Cohn, J. P. (1993). The flight of the California condor: After more than a decade of captive breeding, the big bird is on a trajectory toward recovery. *BioScience*, 43(4), 206–209. <https://doi.org/10.2307/1312120>
- Colas, B., Kirchner, F., Riba, M., Olivieri, I., Mignot, A., Imbert, E., Beltrame, C., Carbonell, D., & Freville, H. (2008). Restoration demography: A 10- year demographic comparison between introduced and natural populations of endemic *Centaurea corymbosa* (Asteraceae). *Journal of Applied Ecology*.
- Colas, B., Olivieri, I., & Riba, M. (1997). *Centaurea corymbosa*, a cliff-dwelling species tottering on the brink of extinction: A demographic and genetic study. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 94(7), 3471–3476.
- Colas, B., Riba, M., Fréville, H., Mignot, A., Imbert, E., Petit, C., & Olivieri, I. (2000). Les introductions comme mode de gestion d'espèces végétales menacées: Le cas de la Centaurée de la Clape. *Actes Du Colloque Sur l'introduction et La Réintroduction d'espèces Végétales Ou Animales, Suppl.7*, 133–134.
- Commander, L. E., Coates, D. J., Broadhurst, L., Offord, C. A., Makinson, R. O., Matthes, M., & Australian Network for Plant Conservation. (2018). *Guidelines for the translocation of threatened plants in Australia*.
- Conservatoire Botanique National Alpin. (2010). *CBNA - 2010—Bilan 2006-2010 des réimplantations—Various sp—LGV Drôme*.
- Conservatoire Botanique Nationale Alpin. (2011). *CBNA - 2011—Rapport de synthèse des opérations—Tulipa sylvestris—Die*.
- Corlett, R. T. (2016a). Plant diversity in a changing world: Status, trends, and conservation needs. *Plant Diversity*, 38(1), 10–16. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2016.01.001>
- Corlett, R. T. (2016b). Restoration, Reintroduction, and Rewilding in a Changing World. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(6), 453–462. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.017>
- Dalrymple, S., Broome, A., & Gallagher, P. (2008). Re-introduction of small cow-wheat into the Scottish Highlands, UK. In P. S. Soorae (Ed.), *Global Re-introduction Perspectives: Re-introduction case-studies from around the globe* (pp. 221–224). IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group.
- Dalrymple, S. E., Banks, E., Stewart, G. B., & Pullin, A. S. (2012). A Meta-Analysis of Threatened Plant Reintroductions from across the Globe. In J. Maschinski, K. E. Haskins, & P. H. Raven (Eds.), *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils* (pp. 31–50). Island Press/Center for Resource Economics. https://doi.org/10.5822/978-1-61091-183-2_3
- Dalrymple, S. E., Stewart, G. B., & Pullin, A. S. (2011). Are re-introductions an effective way of mitigating against plant extinctions? *Collaboration for Environmental Evidence*, 64.
- Dalrymple, S. E., Winder, R., & Campbell, E. M. (2021). Exploring the potential for plant translocations to adapt to a warming world. *Journal of Ecology*, 109(6), 2264–2270. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13715>

- Développement durable. (2021). *Plans nationaux d'actions en faveur des espèces menacées. Objectifs et exemples d'actions.* - Ministère de la transition écologique. Ministère de la Transition écologique. <https://www.ecologie.gouv.fr/plans-nationaux-dactions-en-faveur-des-especes-menacees>
- Diallo, M., Ollier, S., Mayeur, A., Fernandez-Manjarres, J., García-Fernández, A., Iriondo, J. M., Vaissière, A., & Colas, B. (2021a). Plant translocations in Europe and the Mediterranean: Geographic and climatic directions and distances from source to host sites. *Journal of Ecology*, 1365-2745.13609. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13609>
- Diallo, M., Ollier, S., Mayeur, A., Fernandez-Manjarres, J., García-Fernández, A., Iriondo, J. M., Vaissière, A., & Colas, B. (2021b). Plant translocations in Europe and the Mediterranean: Geographical and climatic directions and distances from source to host sites. *Journal of Ecology*, 1365-2745.13609. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13609>
- Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E., Ngo, H. T., Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K., Watson, R. T., Baste, I. A., Larigauderie, A., Leadley, P., Pascual, U., Baptiste, B., Demissew, S., Dziba, L., Erpul, G., Fazel, A., ... Vilá, B. (2019). *Résumé à l'intention des décideurs du rapport sur l'évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques.* 53.
- Drayton, B., & Primack, R. B. (2012). Success Rates for Reintroductions of Eight Perennial Plant Species after 15 Years. *Restoration Ecology*, 20(3), 299–303. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00860.x>
- Ducatez, S., & Shine, R. (2019). Life-history traits and the fate of translocated populations. *Conservation Biology*, 33(4), 853–860. <https://doi.org/10.1111/cobi.13281>
- Ehrlich, P. R., & Ehrlich, A. H. (2013). *Can a collapse of global civilization be avoided?* 10.
- Eskelin, N., Parker, W. C., Colombo, S. J., & PengXin, L. (2011). Assessing assisted migration as a climate change adaptation strategy for Ontario's forests: Project overview and bibliography. *Climate Change Research Report - Ontario Forest Research Institute, No. CCRR-19.* <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20113188037>
- European Environment Agency. (2011). *Landscape fragmentation in Europe—European Environment Agency* [Publication]. <https://www.eea.europa.eu/publications/landscape-fragmentation-in-europe>
- Ewen, J. G., Armstrong, D., Parker, K., & Seddon, P. (2008). Avian reintroduction biology: Current issues for science and management. *Avian Biology Research*, 1(1), 27–50.
- Fahselt, D. (2007). Is transplanting an effective means of preserving vegetation? *Canadian Journal of Botany*, 85(10), 1007–1017. <https://doi.org/10.1139/B07-087>
- Falk, D. A., Millar, C. I., & Olwell, M. (Eds.). (1996). *Restoring diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants.* Island Press.
- Fauché, M. (2019). *Conservation translocations: A Mediterranean case study in the light of philosophy.*
- Fenu, G., Bacchetta, G., Charalambos, S. C., Fournaraki, C., Giusso del Galdo, G. P., Gotsiou, P., Kyrtziz, A., Piazza, C., Vicens, M., Pinna, M. S., & de Montmollin, B. (2019). An early evaluation of translocation actions for endangered plant species on Mediterranean islands. *Plant Diversity*, 41(2), 94–104. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2019.03.001>

- Fenu, G., Cogoni, D., & Bacchetta, G. (2016). The role of fencing in the success of threatened plant species translocation. *Plant Ecology*, 217(2), 207–217. <https://doi.org/10.1007/s11258-015-0517-1>
- Fenu, G., Cogoni, D., Pinna, M. S., & Bacchetta, G. (2015). Threatened Sardinian vascular flora: A synthesis of 10 years of monitoring activities. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*, 149(3), 473–482. <https://doi.org/10.1080/11263504.2014.1000424>
- Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2000). An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation*, 96(1), 1–11. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00048-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00048-3)
- Frankham, R. (2005). Genetics and extinction. *Biological Conservation*, 126(2), 131–140. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.05.002>
- Froment, L. (2013). *Succès de la première transplantation de l'Etoile d'eau, espèce protégée du plateau Saclay* [News Letter]. Paris-Saclay Le Média. https://www.media-paris-saclay.fr/wp-content/uploads/2013/08/2013-07-08_CP-ETOILE-DEAU.pdf
- Gauthier, P., Debussche, M., & Thompson, J. D. (2009). Proposition d'une méthode pour hiérarchiser les priorités de conservation des espèces végétales: Application aux échelles régionale, départementale et locale. *Espace Naturel*.
- Germano, J. M., Field, K. J., Griffiths, R. A., Clulow, S., Foster, J., Harding, G., & Swaisgood, R. R. (2015). Mitigation-driven translocations: Are we moving wildlife in the right direction? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(2), 100–105. <https://doi.org/10.1890/140137>
- Gimona, A., Poggio, L., Polhill, J. G., & Castellazzi, M. (2015). Habitat networks and food security: Promoting species range shift under climate change depends on life history and the dynamics of land use choices. *Landscape Ecology*, 30(5), 771–789. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0158-8>
- Godefroid, S., Le Pajolec, S., & Van Rossum, F. (2016). Pre-translocation considerations in rare plant reintroductions: Implications for designing protocols. *Plant Ecology*, 217(2), 169–182. <https://doi.org/10.1007/s11258-015-0526-0>
- Godefroid, S., Piazza, C., Rossi, G., Buord, S., Stevens, A.-D., Agurauja, R., Cowell, C., Weekley, C. W., Vogg, G., Iriondo, J. M., Johnson, I., Dixon, B., Gordon, D., Magnanon, S., Valentin, B., Bjureke, K., Koopman, R., Vicens, M., Virevaire, M., & Vanderborght, T. (2011). How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation*, 144(2), 672–682. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.003>
- Godefroid, S., & Vanderborght, T. (2011). Plant reintroductions: The need for a global database. *Biodiversity and Conservation*, 20(14), 3683–3688. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0120-2>
- Goetsch, B., Hilton-Taylor, C., Cruz-Piñón, G., Duffy, J. P., Frances, A., Hernández, H. M., Inger, R., Pollock, C., Schipper, J., Superina, M., Taylor, N. P., Tognelli, M., Abba, A. M., Arias, S., Arreola-Nava, H. J., Baker, M. A., Bárcenas, R. T., Barrios, D., Braun, P., ... Gaston, K. J. (2015). High proportion of cactus species threatened with extinction. *Nature Plants*, 1(10), 1–7. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.142>
- Gomes, V. H. F., Vieira, I. C. G., Salomão, R. P., & ter Steege, H. (2019). Amazonian tree species threatened by deforestation and climate change. *Nature Climate Change*, 9(7), 547–553. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0500-2>

- Gorbunov, I. N., Dzybov, D. S., Kuzmin, Z. E., & Smirnov, I. A. (2008). *Methodological recommendations for botanic gardens on the reintroduction of rare and threatened plants*. Botanic Gardens Conservation International.
- Gordon, D. R. (1996). Experimental translocation of the endangered shrub Apalachicola rosemary *Conradina glabra* to the Apalachicola bluffs and ravines preserve, Florida. *Biological Conservation*, 1(77), 19–26.
- Grammont, P. C. D., & Cuarón, A. D. (2006). An Evaluation of Threatened Species Categorization Systems Used on the American Continent. *Conservation Biology*, 20(1), 14–27. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00352.x>
- Griffith, B., Scott, J. M., Carpenter, J. W., & Reed, C. (1989a). Translocation as a Species Conservation Tool: Status and Strategy. *Science*, 245(4917), 477–480. <https://doi.org/10.1126/science.245.4917.477>
- Griffith, B., Scott, J. M., Carpenter, James. W., & Reed, C. (1989b). *Translocation_as_a_species_conservation_tool.pdf*. http://www.catsg.org/iberianlynx/04_library/4_3_publications/G/Griffith_et_al_1989_Translocation_as_a_species_conservation_tool.pdf
- Guerrant, E. O. (2012). Characterizing Two Decades of Rare Plant Reintroductions. In *Plant Reintroduction in a Changing World: Promises and Perils* (Joyce MAschinski, Kristin E. Haskins, and Peter H. Raven, pp. 09–29). Island Press. https://www.researchgate.net/profile/Gavin_Stewart6/publication/288923238_A_Meta-Analysis_of_Threatened_Plant_Reintroductions_from_across_the_Globe/links/597a077f0f7e9b0469b1b2d3/A-Meta-Analysis-of-Threatened-Plant-Reintroductions-from-across-the-Globe.pdf#page=29
- Guerrant Jr, E. O., & Kaye, T. N. (2007). Reintroduction of rare and endangered plants: Common factors, questions and approaches. *Australian Journal of Botany*, 55(3), 362. <https://doi.org/10.1071/BT06033>
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., Regan, T. J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T. G., Rhodes, J. R., Maggini, R., Setterfield, S. A., Elith, J., Schwartz, M. W., Wintle, B. A., Broennimann, O., Austin, M., ... Buckley, Y. M. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, 16(12), 1424–1435. <https://doi.org/10.1111/ele.12189>
- Hällfors, M. H., Vaara, E. M., Hyvärinen, M., Oksanen, M., Schulman, L. E., Siipi, H., & Lehvävirta, S. (2014). Coming to Terms with the Concept of Moving Species Threatened by Climate Change – A Systematic Review of the Terminology and Definitions. *PLoS ONE*, 9(7), e102979. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102979>
- Hardy, P. B., Kinder, P. M., Sparks, T. H., & Dennis, R. L. H. (2010). Elevation and habitats: The potential of sites at different altitudes to provide refuges for phytophagous insects during climatic fluctuations. *Journal of Insect Conservation*, 14(3), 297–303. <https://doi.org/10.1007/s10841-009-9251-0>
- Haskins, K. E. (2015). Alternative perspectives on reintroduction success. *Animal Conservation*, 18(5), 409–410. <https://doi.org/10.1111/acv.12241>
- Heywood, V. H. (2008). Challenges of in situ conservation of crop wild relatives. *Turkish Journal of Botany*, 32(6), 421–432.

- Heywood, V. H. (2014). An overview of in situ conservation of plant species in the Mediterranean. *Flora Mediterranea*, 24, 5–24.
- Heywood, V., Shaw, K., Harvey-Brown, Y., & Smith, P. (2018). *BGCI and IABG's species recovery manual*. Botanic Gardens Conservation International.
- Hitchings, S. P., & Beebee, T. J. C. (1997). Genetic substructuring as a result of barriers to gene flow in urban *Rana temporaria* (common frog) populations: Implications for biodiversity conservation. *Heredity*, 79(2), 117–127. <https://doi.org/10.1038/hdy.1997.134>
- Hodge, W. H., & Erlanson, C. O. (1956). Federal plant introduction—A review. *Economic Botany*, 10(4), 299–334. <https://doi.org/10.1007/BF02859763>
- Hoegh-Guldberg, O., Hughes, L., McIntyre, S., Lindenmayer, D. B., Parmesan, C., Possingham, H. P., & Thomas, C. D. (2008). Ecology. Assisted colonization and rapid climate change. *Science (New York, NY)*, 321(5887), 345–346.
- Holl, K. D., & Hayes, G. F. (2006). Challenges to introducing and managing disturbance regimes for *Holocarpha macradenia*, an endangered annual grassland forb. *Conservation Biology*, 20(4), 1121–1131.
- Hubert, L., & KBAIER, R. (2019). *Les conservatoires botaniques nationaux: Bilan de l'organisation actuelle* (Gouvernemental No. 012365-P; p. 84). <https://www.vie-publique.fr/sites/default/files/rapport/pdf/272090.pdf>
- Hulme, P. E., Roy, D. B., Cunha, T., & Larsson, T.-B. (2009). A pan-European Inventory of Alien Species: Rationale, Implementation and Implications for Managing Biological Invasions. In *Handbook of Alien Species in Europe* (pp. 1–14). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8280-1_1
- Hunter, M. L., & Hutchinson, A. (1994). The Virtues and Shortcomings of Parochialism: Conserving Species That Are Locally Rare, but Globally Common. *Conservation Biology*, 8(4), 1163–1165. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08041163.x>
- Iacona, G. D., Sutherland, W. J., Mappin, B., Adams, V. M., Armsworth, P. R., Coleshaw, T., Cook, C., Craigie, I., Dicks, L. V., Fitzsimons, J. A., McGowan, J., Plumpton, A. J., Polak, T., Pullin, A. S., Ringma, J., Rushworth, I., Santangeli, A., Stewart, A., Tulloch, A., ... Possingham, H. P. (2018). Standardized reporting of the costs of management interventions for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 32(5), 979–988. <https://doi.org/10.1111/cobi.13195>
- Iftekhar, M. S., Polyakov, M., Ansell, D., Gibson, F., & Kay, G. M. (2017). How economics can further the success of ecological restoration: Economics and Ecological Restoration. *Conservation Biology*, 31(2), 261–268. <https://doi.org/10.1111/cobi.12778>
- IPCC. (2021). *IPCC, 2021: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In Press. (No. 6).*
- IUCN. (1998). *Lignes directrices de l'UICN relatives aux réintroductions. Préparées par le Groupe de spécialistes de la réintroduction de la commission de la Sauvegarde des espèces de l'UICN. UICN, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume Uni. 20 P. UICN.*

<https://www.iucn.org/fr/content/lignes-directrices-de-luicn-relatives-aux-reintroductions>

- IUCN-SSC. (2012). *LIGNES DIRECTRICES DEL 'UICNSUR LES REINTRODUCTIONS ET LES AUTRES TRANSFERTSAUX FINS DE LA SAUVEGARDE*.
- IUCN-SSC. (2013). *Guidelines for reintroductions and other conservation translocations*. <https://portals.iucn.org/library/node/10386>
- Julien, M., Colas, B., Muller, S., & Schatz, B. (2022). Quality assessment of mitigation translocation protocols for protected plants in France. *Journal of Environmental Management*, 302, 114064. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114064>
- Jusaitis, M. (2005). Translocation trials confirm specific factors affecting the establishment of three endangered plant species. *Ecological Management and Restoration*, 6(1), 61–67. <https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2005.00220.x>
- Jusaitis, M. (2011). Serendipity during long-term monitoring of translocation trials. *Australasian Plant Conservation: Journal of the Australian Network for Plant Conservation*. <https://search.informit.org/doi/abs/10.3316/informit.011299822787479>
- Kaye, T. N. (2008). Vital steps toward success of endangered plant reintroductions. *Native Plants Journal*, 9(3), 313–322. <https://doi.org/10.2979/NPJ.2008.9.3.313>
- Kiehl, K., & Pfadenhauer, J. (2007). Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. *Plant Ecology*, 189(1), 31–48. <https://doi.org/10.1007/s11258-006-9164-x>
- Kirchner, F., Robert, A., & Colas, B. (2006). Modelling the dynamics of introduced populations in the narrow-endemic *Centaurea corymbosa*: A demo-genetic integration. *Journal of Applied Ecology*, 43(5), 1011–1021. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01179.x>
- Kleiman, D. G., Reading, R. P., Miller, B. J., Clark, T. W., Scott, J. M., Robinson, J., Wallace, R. L., Cabin, R. J., & Felleman, F. (2000). Improving the Evaluation of Conservation Programs. *Conservation Biology*, 14(2), 356–365. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98553.x>
- Lacy, R. C. (2000). Considering Threats to the Viability of Small Populations Using Individual-Based Models. *Ecological Bulletins*, 48, 39–51.
- Larson, A., Wake, D. B., & Yanev, K. P. (1984). MEASURING GENE FLOW AMONG POPULATIONS HAVING HIGH LEVELS OF GENETIC FRAGMENTATION. *Genetics*, 106(2), 293–308.
- Lenoir, J., Gegout, J. C., Marquet, P. A., de Ruffray, P., & Brisse, H. (2008). A Significant Upward Shift in Plant Species Optimum Elevation During the 20th Century. *Science*, 320(5884), 1768–1771. <https://doi.org/10.1126/science.1156831>
- Lévêque, A., & Witté, I. (2019). *Les enjeux de biodiversité en France métropolitaine: Analyses croisées*.
- Lindenmayer, D. B., Wood, J. T., McBurney, L., MacGregor, C., Youngentob, K., & Banks, S. C. (2011). How to make a common species rare: A case against conservation complacency. *Biological Conservation*, 144(5), 1663–1672. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.02.022>
- Liu, H., Ren, H., Liu, Q., Wen, X., Maunder, M., & Gao, J. (2015). Translocation of threatened plants as a conservation measure in China: Plant Translocations in China. *Conservation Biology*, 29(6), 1537–1551. <https://doi.org/10.1111/cobi.12585>

- Mack, R. N., & Lonsdale, W. M. (2001). Humans as Global Plant Dispersers: Getting More Than We Bargained For. *BioScience*, 51(2), 95. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0095:HAGPDG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0095:HAGPDG]2.0.CO;2)
- Maschinski, J., & Duquesnel, J. (2007). Successful reintroductions of the endangered long-lived Sargent's cherry palm, *Pseudophoenix sargentii*, in the Florida Keys. *Biological Conservation*, 134(1), 122–129. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.07.012>
- Maschinski, J., Falk, D. A., Wright, S. J., Possley, J., Roncal, J., & Wendelberger, K. S. (2012). Optimal Locations for Plant Reintroductions in a Changing World. In J. Maschinski, K. E. Haskins, & P. H. Raven (Eds.), *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils* (pp. 109–129). Island Press/Center for Resource Economics. https://doi.org/10.5822/978-1-61091-183-2_7
- Maschinski, J., Haskins, K. E., & Raven, P. H. (2012). *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils*. Island Press.
- Maschinski, J., & Wright, S. J. (2006). Using ecological theory to plan restorations of the endangered Beach jacquemontia (Convolvulaceae) in fragmented habitats. *Journal for Nature Conservation*, 14(3), 180–189. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2006.05.003>
- Maunder, M. (1991). *Re-introduction news' to plant re-introductions*. <https://iucn-ctsg.org/project/re-introduction-news-november-1991/>
- Maunder, M. (1992). Plant reintroduction: An overview. *Biodiversity and Conservation*, 1(1), 51–61. <https://doi.org/10.1007/BF00700250>
- Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M., & Watson, J. E. M. (2016). Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature News*, 536(7615), 143. <https://doi.org/10.1038/536143a>
- McCann, L., Colby, B., Easter, K. W., Kasterine, A., & Kuperan, K. V. (2005). Transaction cost measurement for evaluating environmental policies. *Ecological Economics*, 52(4), 527–542. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.08.002>
- McDougall, K. L., & Morgan, J. W. (2005). Establishment of native grassland vegetation at Organ Pipes National Park near Melbourne, Victoria: Vegetation changes from 1989 to 2003. *Ecological Management & Restoration*, 6(1), 34–42.
- McLane, S. C., & Aitken, S. N. (2012). Whitebark pine (*Pinus albicaulis*) assisted migration potential: Testing establishment north of the species range. *Ecological Applications*, 22(1), 142–153. <https://doi.org/10.1890/11-0329.1>
- Meffe, G. K., & Viederman, S. (1995). *Combining science and policy in conservation biology*. Wiley, 6.
- Menges, E. S. (2008). Restoration demography and genetics of plants: When is a translocation successful? *Australian Journal of Botany*, 56(3), 187. <https://doi.org/10.1071/BT07173>
- Miller, R. M., Rodríguez, J. P., Aniskowicz-Fowler, T., Bambaradeniya, C., Boles, R., Eaton, M. A., Gärdenfors, U., Keller, V., Molur, S., Walker, S., & Pollock, C. (2007). National Threatened Species Listing Based on IUCN Criteria and Regional Guidelines: Current Status and Future Perspectives. *Conservation Biology*, 21(3), 684–696. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00656.x>
- Minteer, B. A., & Collins, J. P. (2010). Move it or lose it? The ecological ethics of relocating species under climate change. *Ecological Applications*, 20(7), 1801–1804. <https://doi.org/10.1890/10-0318.1>

- Mistretta, O., & White, S. D. (2001). Introducing two federally listed carbonate-endemic plants onto a disturbed site in the San Bernardino Mountains, California. *In: Maschinski, Joyce; Holter, Louella, Tech. Eds. Southwestern Rare and Endangered Plants: Proceedings of the Third Conference; 2000 September 25-28; Flagstaff, AZ. Proceedings RMRS-P-23. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. 20-26., 23, 20–26.*
- Monks, L., Coates, D., Bell, T., & Bowles, M. (2012). *Determining Success Criteria for Reintroductions of Threatened Long-Lived Plants.*
- Montalvo, A. M., & Ellstrand, N. C. (2000). Transplantation of the Subshrub *Lotus scoparius*: Testing the Home-Site Advantage Hypothesis. *Conservation Biology*, 14(4), 1034–1045. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99250.x>
- Mora, C., Metzger, R., Rollo, A., & Myers, R. A. (2007). Experimental simulations about the effects of overexploitation and habitat fragmentation on populations facing environmental warming. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1613), 1023–1028. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.0338>
- Mora, C., Tittensor, D. P., Adl, S., Simpson, A. G. B., & Worm, B. (2011). How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? *PLoS Biology*, 9(8), e1001127. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001127>
- Morgan, J. W. (2000). Reproductive Success in Reestablished versus Natural Populations of a Threatened Grassland Daisy (*Rutidosis leptorrhynchoides*). *Conservation Biology*, 14(3), 780–785. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98516.x>
- Morris, P. A. (1986). An introduction to reintroductions. *Mammal Review*, 16(2), 49–52. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.1986.tb00020.x>
- Naidoo, R., Balmford, A., Ferraro, P., Polasky, S., Ricketts, T., & Rouget, M. (2006). Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(12), 681–687. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.10.003>
- National Species Reintroduction Forum. (2014). *The Scottish Code for Conservation Translocations.* NatureScot. <https://www.nature.scot/scottish-code-conservation-translocations>
- Noël, F., Prati, D., van Kleunen, M., Gygax, A., Moser, D., & Fischer, M. (2011). Establishment success of 25 rare wetland species introduced into restored habitats is best predicted by ecological distance to source habitats. *Biological Conservation*, 144(1), 602–609. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.11.001>
- Olwell, P., Cully, A., Knight, P., & Brack, S. (1987). *Pediocactus knowltonii* recovery efforts.
- Osborne, P. E., & Seddon, P. J. (2012). Selecting suitable habitats for reintroductions: Variation, change and the role of species distribution modelling. *Reintroduction Biology: Integrating Science and Management*, 1.
- Panetta, A. M., Stanton, M. L., & Harte, J. (2018). Climate warming drives local extinction: Evidence from observation and experimentation. *Science Advances*, 4(2), eaaq1819. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaq1819>
- Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J. K., Thomas, C. D., Descimon, H., Huntley, B., Kaila, L., Kullberg, J., Tammaru, T., Tennent, W. J., Thomas, J. A., & Warren, M. (1999). Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, 399(6736), 579–583. <https://doi.org/10.1038/21181>

- Pavlik, B. M. (1996). Defining and measuring success. *Restoring Diversity. Strategies for Reintroduction of Endangered Plants*, 127–156.
- Piazza, C., Hugot, L., Richard, F., & Schatz, B. (2011). Bilan des opérations de conservation in situ réalisées entre 1987 et 2004 en Corse: Quelles leçons pour demain? *Ecologia Mediterranea*, 37, 7–16.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., & Morrison, D. (2000). Environmental and Economic Costs of Nonindigenous Species in the United States. *BioScience*, 50(1), 53–65. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0053:EAECON\]2.3.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0053:EAECON]2.3.CO;2)
- Prober, S. M., Doerr, V. A. J., Broadhurst, L. M., Williams, K. J., & Dickson, F. (2019). Shifting the conservation paradigm: A synthesis of options for renovating nature under climate change. *Ecological Monographs*, 89(1), e01333. <https://doi.org/10.1002/ecm.1333>
- Reading, R. P., Clark, T. W., & Griffith, B. (1997). The influence of valuational and organizational considerations on the success of rare species translocations. *Biological Conservation*, 79(2–3), 217–225. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(96\)00105-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00105-X)
- Reading, R. P., Clark, T. W., & Kellert, S. R. (2002). *Towards an endangered species reintroduction paradigm*.
- Reich, P. B., Sendall, K. M., Rice, K., Rich, R. L., Stefanski, A., Hobbie, S. E., & Montgomery, R. A. (2015). Geographic range predicts photosynthetic and growth response to warming in co-occurring tree species. *Nature Climate Change*, 5(2), 148–152. <https://doi.org/10.1038/nclimate2497>
- Riba, M., Mignot, A., Fréville, H., Colas, B., Imbert, E., Vile, D., Virevaire, M., & Olivieri, I. (2005). Variation in Dispersal Traits in a Narrow-endemic Plant Species, *Centaurea corymbosa* Pourret. (Asteraceae). *Evolutionary Ecology*, 19(3), 241–254. <https://doi.org/10.1007/s10682-005-0913-4>
- Ricciardi, A., & Simberloff, D. (2009). Assisted colonization is not a viable conservation strategy. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(5), 248–253. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.12.006>
- Rich, T. C. G., Gibson, C., & Marsden, M. (1999). Re-establishment of the extinct native plant *Filago gallica* L.(Asteraceae), narrow-leaved cudweed, in Britain. *Biological Conservation*, 91(1), 1–8. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00046-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00046-4)
- Richardson, D. M., Hellmann, J. J., McLachlan, J. S., Sax, D. F., Schwartz, M. W., Gonzalez, P., Brennan, E. J., Camacho, A., Root, T. L., Sala, O. E., Schneider, S. H., Ashe, D. M., Clark, J. R., Early, R., Etterson, J. R., Fielder, E. D., Gill, J. L., Minter, B. A., Polasky, S., ... Vellend, M. (2009). Multidimensional evaluation of managed relocation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(24), 9721–9724. <https://doi.org/10.1073/pnas.0902327106>
- Robert, A., Colas, B., Guigon, I., Kerbirou, C., Mihoub, J.-B., Saint-Jalme, M., & Sarrazin, F. (2015). Defining reintroduction success using IUCN criteria for threatened species: A demographic assessment: Reintroduction success and IUCN criteria. *Animal Conservation*, 18(5), 397–406. <https://doi.org/10.1111/acv.12188>
- Rodrigues, A., Pilgrim, J., Lamoreux, J., Hoffmann, M., & Brooks, T. (2006). The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(2), 71–76. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.10.010>

- Rodrigues, A. S. L., & Gaston, K. J. (2002). Rarity and Conservation Planning across Geopolitical Units. *Conservation Biology*, 16(3), 674–682. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00455.x>
- Rooij, S. A. M. van, Baveco, J. M., Bugter, R. J. F., Eupen, M. van, Opdam, P. F. M., Steingröver, E. G., Taylor, S., & Steenwijk, H. van. (2007). *Adaptation of the landscape for biodiversity to climate change: Terrestrial case studies Limburg (NL), Kent and Hampshire (UK)* (No. 1543; p.). Alterra [etc.]. <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/367695>
- Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A. J., Hilton-Taylor, C., Neugarten, R., Butchart, S. H. M., Collen, B., Cox, N., Master, L. L., O'Connor, S., & Wilkie, D. (2008). A Standard Lexicon for Biodiversity Conservation: Unified Classifications of Threats and Actions: *Classifications of Threats & Actions*. *Conservation Biology*, 22(4), 897–911. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00937.x>
- Sansilvestri, R., Frascaria-Lacoste, N., & Fernández-Manjarrés, J. F. (2015). Reconstructing a deconstructed concept: Policy tools for implementing assisted migration for species and ecosystem management. *Environmental Science & Policy*, 51, 192–201. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.04.005>
- Sarrazin, F. (2007). *A demographic frame for reintroductions*. BioOne.
- Sarrazin, F., & Barbault, R. (1996). *Reintroduction: Challenges and lessons for basic ecology*. Cambridge University Press, 5.
- Schatz, B., Gauthier, P., Debussche, M., & Thompson, J. D. (2014). A decision tool for listing species for protection on different geographic scales and administrative levels. *Journal for Nature Conservation*, 22(1), 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2013.09.003>
- Scheffers, B. R., De Meester, L., Bridge, T. C. L., Hoffmann, A. A., Pandolfi, J. M., Corlett, R. T., Butchart, S. H. M., Pearce-Kelly, P., Kovacs, K. M., Dudgeon, D., Pacifici, M., Rondinini, C., Foden, W. B., Martin, T. G., Mora, C., Bickford, D., & Watson, J. E. M. (2016). The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. *Science*, 354(6313), aaf7671. <https://doi.org/10.1126/science.aaf7671>
- Schwartz, M. (2005). *Conservationists Should Not Move Torreya taxifolia*. 4.
- Schwartz, M. W. (2003). Assessing Population Viability in Long-Lived Plants. In C. A. Brigham & M. W. Schwartz (Eds.), *Population Viability in Plants: Conservation, Management, and Modeling of Rare Plants* (pp. 239–266). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-662-09389-4_9
- Seddon, P. J. (1999). Persistence without intervention: Assessing success in wildlife reintroductions. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(12), 503. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01720-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01720-6)
- Seddon, P. J. (2015). Using the IUCN Red List criteria to assess reintroduction success. *Animal Conservation*, 18(5), 407–408. <https://doi.org/10.1111/acv.12239>
- Seddon, P. J., Armstrong, D. P., & Maloney, R. F. (2007). Developing the Science of Reintroduction Biology. *Conservation Biology*, 21(2), 303–312. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00627.x>
- Seddon, P. J., Griffiths, C. J., Soorae, P. S., & Armstrong, D. P. (2014). Reversing defaunation: Restoring species in a changing world. *Science*, 345(6195), 406–412. <https://doi.org/10.1126/science.1251818>

- Seddon, P. J., Moro, D., Mitchell, N. J., Chauvenet, A. L., & Mawson, P. R. (2015). Proactive conservation or planned invasion? Past, current and future use of assisted colonisation. *Advances in Reintroduction Biology of Australian and New Zealand Fauna*, 105.
- Seddon, P. J., Soorae, P. S., & Launay, F. (2005). Taxonomic bias in reintroduction projects. *Animal Conservation*, 8(1), 51–58. <https://doi.org/10.1017/S1367943004001799>
- Shier, D. M. (2015). Developing a standard for evaluating reintroduction success using IUCN Red List indices. *Animal Conservation*, 18(5), 411–412. <https://doi.org/10.1111/acv.12242>
- Silcock, J. L., Simmons, C. L., Monks, L., Dillon, R., Reiter, N., Jusaitis, M., Vesk, P. A., Byrne, M., & Coates, D. J. (2019). Threatened plant translocation in Australia: A review. *Biological Conservation*, 236, 211–222. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.002>
- Silva, J. P., & Kommission, G. U. E. (2011). *LIFE preventing species extinction: Safeguarding endangered flora and fauna through ex-situ conservation*. Publ. Office of the European Union.
- Simberloff, D., & Von Holle, B. (1999). Positive Interactions of Nonindigenous Species: Invasional Meltdown? *Biological Invasions*, 1(1), 21–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010086329619>
- Sivinski, P. R. (2008). *Knowlton's Cactus/Pediocactus knowltonii*.
- Skikne, S. A., Borker, A. L., Terrill, R. S., & Zavaleta, E. (2020). Predictors of past avian translocation outcomes inform feasibility of future efforts under climate change. *Biological Conservation*, 247, 108597. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108597>
- Soorae, P. S. (2010). GLOBAL RE-INTRODUCTION PERSPECTIVES: Additional case-studies from around the globe. *IUCN/SSC Re-Introduction Specialist Group, Abu Dhabi, UAE, Xii*.
- Soorae, P. S. (2021). *Global conservation translocation perspectives: 2021. Case studies from around the globe*. by: IUCN SSC Conservation Translocation Specialist Group, Environment Agency
- Soorae, Pritpal. S. (Ed.). (2018). *Global reintroduction perspectives: 2018. Case studies from around the globe* (6th ed.). IUCN, International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2018.08.en>
- Sordello, R., Herard K., Coste S., Conruyt-rogeon G., & Tourout J. (2014). *Le changement climatique et les réseaux écologiques: Point sur la connaissance et pistes de développement*. http://www.trameverteetbleue.fr/sites/default/files/141016_-_changement_climatique_mnhn-spn.pdf
- Soulé, M. E. (1985). What is conservation biology? *BioScience*, 35(11), 727–734.
- Spencer, C., McClelland, B., & Stanford, J. (1991). *SHRIMP STOCKING, SALMON COLLAPSE, AND EAGLE DISPLACEMENT*. <https://doi.org/10.2307/1311536>
- Stahl, P., Vandel, J. m., Herrenschmidt, V., & Migot, P. (2001). Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: Long-term trend and spatial variability. *Journal of Applied Ecology*, 38(3), 674–687. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00625.x>

- Stringer, A. P., & Gaywood, M. J. (2016). The impacts of beavers *Castor* spp. On biodiversity and the ecological basis for their reintroduction to Scotland, UK. *Mammal Review*, 46(4), 270–283. <https://doi.org/10.1111/mam.12068>
- Sutherland, W. J., Armstrong, D., Butchart, S. H. M., Earnhardt, J. M., Ewen, J., Jamieson, I., Jones, C. G., Lee, R., Newbery, P., Nichols, J. D., Parker, K. A., Sarrazin, F., Seddon, P. J., Shah, N., & Tatayah, V. (2010). Standards for documenting and monitoring bird reintroduction projects. *Conservation Letters*, 3(4), 229–235. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00113.x>
- Swan, K. D., Lloyd, N. A., & Moehrensclager, A. (2018). Projecting further increases in conservation translocations: A Canadian case study. *Biological Conservation*, 228, 175–182. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.10.026>
- Swan, K. D., McPherson, J. M., Seddon, P. J., & Moehrensclager, A. (2016). Managing Marine Biodiversity: The Rising Diversity and Prevalence of Marine Conservation Translocations. *Conservation Letters*, 9(4), 239–251. <https://doi.org/10.1111/conl.12217>
- Tabarelli, M., Mantovani, W., & Peres, C. A. (1999). Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 91(2), 119–127. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00085-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00085-3)
- TEREO. (2018). *TEREO - 2018—Suivi 2018 des opérations de translocation—Dianthus superbis—Clarafond-Arcine*.
- Thévenin, C., Mouchet, M., Robert, A., Kerbiriou, C., & Sarrazin, F. (2018). Reintroductions of birds and mammals involve evolutionarily distinct species at the regional scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(13), 3404–3409. <https://doi.org/10.1073/pnas.1714599115>
- Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N., de Siqueira, M. F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A. S., Midgley, G. F., Miles, L., Ortega-Huerta, M. A., Peterson, A. T., Phillips, O. L., & Williams, S. E. (2004). *Extinction risk from climate change*. 427, 6.
- Travis, J. M. J., Delgado, M., Bocedi, G., Baguette, M., Bartoń, K., Bonte, D., Boulangeat, I., Hodgson, J. A., Kubisch, A., Penteriani, V., Saastamoinen, M., Stevens, V. M., & Bullock, J. M. (2013). Dispersal and species' responses to climate change. *Oikos*, 122(11), 1532–1540. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.00399.x>
- UICN France, FCBN, & AFB & MNHN. (2018). *La Liste rouge des espèces menacées en France: Flore vasculaire de France métropolitaine*. <https://uicn.fr/wp-content/uploads/2019/01/liste-rouge-de-la-flore-vasculaire-de-france-metropolitaine.pdf>
- Vazquez, L.-B., Rodríguez, P., & Arita, H. T. (2008). Conservation planning in a subdivided world. *Biodiversity and Conservation*, 17(6), 1367–1377. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9320-9>
- Vilà, C., Sundqvist, A.-K., Flagstad, ystein, Seddon, J., merfeldt, S. B., Kojola, I., Casulli, A., Sand, H., Wabakken, P., & Ellegren, H. (2003). Rescue of a severely bottlenecked wolf (*Canis lupus*) population by a single immigrant. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2184>

- Vitt, P., Havens, K., Kramer, A. T., Sollenberger, D., & Yates, E. (2010). Assisted migration of plants: Changes in latitudes, changes in attitudes. *Biological Conservation*, 143(1), 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.08.015>
- Volis Sergei. (2017). *Complementarities of two existing intermediate conservation approaches / Elsevier Enhanced Reader*. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2017.10.005>
- Weeks, A. R., Sgro, C. M., Young, A. G., Frankham, R., Mitchell, N. J., Miller, K. A., Byrne, M., Coates, D. J., Eldridge, M. D. B., Sunnucks, P., Breed, M. F., James, E. A., & Hoffmann, A. A. (2011). Assessing the benefits and risks of translocations in changing environments: A genetic perspective: Translocations in changing environments. *Evolutionary Applications*, 4(6), 709–725. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2011.00192.x>
- Weise, F. J., Stratford, K. J., & van Vuuren, R. J. (2014). Financial Costs of Large Carnivore Translocations – Accounting for Conservation. *PLoS ONE*, 9(8), e105042. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105042>
- Wilcove, D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., & Losos, E. (1998). Quantifying Threats to Imperiled Species in the United States. *BioScience*, 48(8), 607–615. <https://doi.org/10.2307/1313420>
- Willis, S. G., Hill, J. K., Thomas, C. D., Roy, D. B., Fox, R., Blakeley, D. S., & Huntley, B. (2009). Assisted colonization in a changing climate: A test-study using two U.K. butterflies. *Conservation Letters*, 2(1), 46–52. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2008.00043.x>
- Wong, C., Canada, Environment Canada, & Canadian Councils of Resource Ministers. (2012). *Guidance for the preparation of ESTR products—Classifying threats to biodiversity*. Canadian Councils of Resource Ministers. http://epe.lac-bac.gc.ca/100/201/301/weekly_checklist/2012/internet/w12-10-U-E.html/collections/collection_2012/ec/En14-43-2-2012-eng.pdf
- Yiming, L., & Wilcove, D. S. (2005). Threats to Vertebrate Species in China and the United States. *BioScience*, 55(2), 147. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0147:TTVSIC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0147:TTVSIC]2.0.CO;2)
- Zaninetti, J.-M. (2006). L'urbanisation du littoral en France. *Population Avenir*, n° 677(2), 4–8.

Chapitre III – Pratique des translocations végétales conservatoires en France : dimensions réglementaires, organisationnelles et économiques

Les facteurs socio-économiques, souvent négligés dans les programmes de conservation, peuvent jouer sur la réussite des translocations végétales. Dans ce chapitre, nous abordons le contexte organisationnel et institutionnel des translocations végétales en France et nous initions une évaluation du coût économique de ces opérations.

Le chapitre III fait l'objet d'un article soumis dans la revue électronique en science de l'environnement *VertigO*.

Diallo, M., Colas, B. & Vaissière, A.C., Pratique des translocations végétales conservatoires en France : dimensions réglementaires, organisationnelles et économiques.

Résumé

Si la littérature en écologie sur les translocations végétales conservatoires s'est largement développée ces dernières années, très peu d'études sur les conditions pratiques de leur mise en œuvre, dont les aspects économiques, ont été conduites. Pourtant, ces facteurs non strictement biologiques sont importants à considérer car ils peuvent influencer la faisabilité et l'efficacité des opérations de translocation. A travers une série d'entretiens réalisés auprès des conservatoires botaniques nationaux (CBN), un des acteurs majeurs des translocations végétales, ainsi que quelques acteurs complémentaires, nous faisons le point sur les dimensions règlementaires, organisationnelles et économiques de la pratique des translocations végétales conservatoires en France. Nous avons notamment collecté les coûts économiques de l'implication de six CBN dans 34 opérations de translocations règlementaires et volontaires, associés à trois étapes qu'il nous semble intéressant de différencier dans une translocation : la préparation, la translocation proprement dite, et la phase post-translocation. Ce sont les deux phases en amont et en aval de la translocation proprement dite qui impliquent la part la plus importante des coûts. Nous avons également montré que la motivation sous-jacente à une opération de translocation (règlementaire ou volontaire) n'influe pas significativement sur son coût, ce qui suggère une implication équivalente des acteurs interrogés (au moins économique) dans les deux cas de figure identifiés. Limitée à l'implication des CBN dans cet article, l'analyse des coûts économiques des translocations végétales devrait maintenant être complétée pour les autres acteurs concernés. Le réseau détaillé des acteurs des translocations et la description des différentes étapes qu'ils sont amenés à rencontrer que nous proposons dans cet article en constitue un point de départ indispensable.

Abstract:

While the literature in ecology on conservative plant translocations has developed significantly in recent years, very few studies on the practical conditions for their implementation, including the economic aspects, have been conducted. However, these non-strictly biological factors are important to consider because they can influence the feasibility and efficiency of translocation operations. Through a series of interviews with national botanical conservatories (CBN), one of the major actors in plant translocations, as well as a few complementary actors, we review the regulatory, organizational and economic dimensions of the practice of conservative plant translocations in France. In particular, we collected the economic costs of the involvement of six CBN in 34 regulatory and voluntary translocation operations, associated with three stages that we feel it is interesting to differentiate in a translocation: preparation, the translocation itself, and the post-translocation phase. It is the two phases upstream and downstream of the translocation operation *per se* that involve the largest share of the costs. We also showed that the motivation underlying a translocation operation (regulatory or voluntary) did not significantly influence its cost, which suggests an equivalent implication of the actors interviewed (at least economically) in the two cases identified. The analysis of the economic costs of plant translocations, limited to the involvement of the CBN in this article, should now be completed for the other actors involved. The detailed network of the actors involved in translocations and the description of the different stages they encounter that we propose in this article constitute an essential starting point.

Mots-clés : Translocations végétales conservatoires, réseau d'acteurs, coûts économiques, Conservatoire Botanique, organisation

Keywords: Conservative plant translocation, network of actors, economic costs, Botanical conservatory, organization

Introduction

Pour atténuer l'érosion croissante de la biodiversité (Barnosky et al., 2011 ; Brook et al., 2008 ; Butchart et al., 2010 ; Ceballos et al., 2015), les acteurs de la conservation ont parfois recours aux translocations conservatoires (Cayuela et al., 2019 ; Colas et al., 1997 ; Dalrymple et al., 2011 ; Giuseppe Fenu et al., 2019 ; Maschinski et al., 2012 ; Noël et al., 2011 ; Thévenin et al., 2018). Les translocations conservatoires consistent au déplacement volontaire par l'Homme d'organismes sauvages, vers un habitat (semi-)naturel, pour augmenter les effectifs et ainsi améliorer la viabilité de populations existantes (renforcements) ou pour créer de nouvelles populations viables dans des sites d'où l'espèce a disparu (réintroductions) ou dans de nouveaux sites (introductions conservatoires) (National Species Reintroduction Forum, 2014) . Dans une opération de translocation, les individus déplacés vers un site d'accueil donné peuvent être issus de plusieurs populations d'origine. De même, des individus issus d'une même population d'origine peuvent être déplacés vers plusieurs sites d'accueil. Souvent, le déplacement des individus ne se fait pas directement entre le site d'origine et le site d'accueil, mais après un passage *ex situ* plus ou moins prolongé en captivité (animaux), en chambre froide (graines) ou en jardin (plantes). Parfois, ce sont des descendants des individus prélevés dans la nature qui y sont remis, après reproduction ou multiplication *ex situ* pour augmenter les effectifs ou en attendant la disponibilité d'un site favorable.

En aboutissant à des populations viables, les translocations peuvent permettre d'améliorer le statut de conservation d'espèces menacées ou de restaurer des écosystèmes dégradés (IUCN-SSC, 2013 ; Maunder, 1992). Le recours aux translocations doit cependant demeurer une option de dernier recours : le prélèvement de spécimens ou de propagules dans une population d'origine peut affecter non seulement la viabilité à court terme des populations d'origine des espèces ciblées mais aussi entraîner des conséquences négatives sur les espèces qui leur sont associées ou qui en dépendent dans les communautés de prélèvement des

spécimens. Sur le site d'accueil, les spécimens ou propagules transférés peuvent également affecter les autres espèces ou les processus écologiques de la communauté d'accueil, en provoquant ou en augmentant la compétition interspécifique, la prédation, l'hybridation avec des taxons phylogénétiquement proches, la transmission d'organismes pathogènes, la modification des réseaux trophiques, les trajectoires de succession végétale, ou encore les caractéristiques attribués du sol (Falk et al., 1996 ; IUCN-SSC, 2012, 2013 ; Maschinski et al., 2012 ; Maunder, 1992 ; Weeks et al., 2011).

Dans cet article, nous nous intéressons aux translocations végétales en France. Les articles de revue de la littérature sur les translocations végétales portent essentiellement sur l'évaluation du succès des translocations et sur les facteurs qui déterminent ce succès (Dalrymple et al., 2011 ; Godefroid et al., 2011 ; Menges, 2008 ; Silcock et al., 2019). Cependant, les *critères d'évaluation* du succès des translocations sont sujet à controverses au sein de la communauté des écologues (Dalrymple et al., 2011; Fauché, 2019; Godefroid et al., 2011; Griffith et al., 1989b; Menges, 2008; Robert et al., 2015). Les *facteurs* de succès des translocations, quant à eux, ne se résument pas uniquement à la qualité de l'habitat, la localisation du site d'accueil, l'origine des individus (*in-situ* ou *ex-situ*) et leur nombre, ou encore aux types de matériel biologique utilisés (e.g., graines, plantules) (Godefroid et al., 2011 ; Griffith et al., 1989 ; Menges, 2008). Ils incluent également l'organisation, ou les conditions pratiques de mise en œuvre, des translocations comme le réseau d'acteurs impliqués dans les opérations de translocation et les situations à l'origine du déclenchement de ces opérations (contexte organisationnel et institutionnel) ainsi que les coûts économiques des translocations.

A notre connaissance, aucune étude ne s'est concentrée sur l'analyse du contexte organisationnel et institutionnel des translocations végétales. Pourtant, approfondir la connaissance des acteurs impliqués ainsi que leurs interactions au sein des cadres dédiés semble essentiel car ces facteurs sont susceptibles d'influencer la réussite des translocations. On peut

citer comme facteurs à analyser le partage d'informations, la fréquence et la qualité des échanges entre les acteurs, la gestion des différentes opérations (tâches), la procédure décisionnelle ou encore les standards ou normes de fonctionnement du groupe (réseau des acteurs) (Kleiman et al., 2000). Sous-estimer l'influence de ces facteurs peut conduire à ignorer et ne pas agir sur les potentiels conflits entre les acteurs, et ainsi compromettre les décisions futures impliquant d'autres populations/espèces ou programmes (Kleiman et al., 2000). En ce qui concerne les coûts économiques des opérations de translocation, peu d'études ont tenté de les évaluer. Il en existe pour les translocations animales (Bristol et al., 2014 ; Fischer et Lindenmayer, 2000) et quelques-unes sur les translocations végétales : Fenu et al., (2015) n'évaluent qu'une partie du coût de la phase de suivi, Fenu et al., (2016) ne prennent en compte que le coût de réalisation de la translocation et de son suivi et Fenu et al., (2019) calculent le coût total par opération de translocation, toutes étapes confondues, et ne détaillent ainsi pas les différents postes de coûts qui ont permis d'y aboutir. La répartition complexe des coûts entre les multiples acteurs et les différentes étapes des translocations, ainsi que la difficulté d'accéder aux coûts des projets ou aux données permettant de les estimer pourraient expliquer en partie la rareté des études sur les coûts économiques des translocations végétales aussi bien dans la communauté des économistes que dans celle des écologues. Plus généralement, l'analyse des coûts économiques de la conservation peine à être abordée par les écologues, entre autres car ils n'ont pas été formés aux concepts économiques et peuvent avoir des réticences à intégrer des facteurs autres que biologiques lors de la priorisation des actions de conservation (Naidoo et al., 2006). Pourtant, améliorer la connaissance des coûts des actions de conservation, et les intégrer dans leur planification, peut contribuer à anticiper leur faisabilité et améliorer leur efficacité (Naidoo et al., 2006), étape particulièrement importante pour évaluer et légitimer les opérations de translocations végétales qui reposent sur des dépenses publiques.

Nous avons réalisé une enquête auprès d'acteurs impliqués dans des opérations de translocations végétales conservatoires en France, en particulier auprès des Conservatoires Botaniques Nationaux (CBN) (section 2). Grâce à ces entretiens, nous sommes en mesure de détailler le contexte réglementaire qui régit les translocations végétales, le réseau d'acteurs impliqués ainsi que l'ensemble des étapes que l'on peut rencontrer dans ces opérations (section 3). Nous analysons ensuite les coûts économiques des translocations végétales pour ces différentes étapes et situations règlementaires (section 4). Ces retours d'expérience sont complémentaires des travaux qui portent sur l'évaluation de la réussite écologique des translocations végétales (Dalrymple et al., 2012 ; Godefroid et al., 2011 ; Menges, 2008 ; Silcock et al., 2019) et devraient permettre d'améliorer l'évaluation et le dimensionnement de futures opérations.

Enquête sur l'organisation des opérations de translocations végétales conservatoires et sur leurs coûts économiques en France

Données collectées

Cette étude s'appuie sur 10 entretiens semi-directifs menés auprès de structures impliquées dans les translocations conservatoires en France entre mars 2019 et décembre 2020 (voir la trame de l'entretien en Annexe 1). L'enquête ciblait principalement les Conservatoires Botaniques Nationaux (CBN), acteurs majoritairement et systématiquement impliqués dans les opérations de translocation. Grâce au soutien de notre projet par l'Office Français de la Biodiversité (OFB), six des dix CBN de la France métropolitaine (alpin, de Bailleul, des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, du Bassin parisien, Sud-Atlantique, et de Corse, voir la **figure 1**), nous ont permis de collecter des données qualitatives relatives aux modes d'organisation et d'interaction entre les acteurs des translocations et des données quantitatives relatives aux coûts des translocations (**Tableau 1**). Ces dernières portent sur 34 opérations de translocations

sélectionnées de façon à avoir un échantillon équilibré entre des translocations liées à des démarches réglementaires, en réponse à un projet d'aménagement, et volontaires, c'est-à-dire issues d'initiatives non-contraintes visant à améliorer l'état de conservation d'un taxon dans un territoire (voir section 3). Quatre entretiens avec d'autres types d'acteurs des translocations nous ont permis de consolider notre compréhension du réseau d'acteurs, de leurs stratégies et du contexte institutionnel et réglementaire qui régit les opérations de translocation. Il s'agit de la Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) Auvergne Rhône-Alpes (AURA), du Conservatoire d'Espaces Naturels (CEN) des Pays de la Loire, et de deux Bureaux d'Étude (BE) (agences de Biotope Auvergne Rhône-Alpes et Ecotone Midi-Pyrénées). Une enquête de plus grande envergure, auprès de tous les acteurs impliqués dans chaque translocation, pourrait permettre d'approfondir l'évaluation des coûts des opérations analysées, pour chaque intervenant à chaque étape, afin d'en obtenir le coût complet. Cependant, l'accès à ces données, ou aux informations permettant de les créer, est limité, et il serait nécessaire que de nombreux acteurs tels que les DREAL, le Conseil National de la Protection de la Nature (CNPN), les bureaux d'études ou cabinets de conseil en environnement, l'Office Français pour la Biodiversité (OFB), et les préfetures, acceptent de consacrer un temps dont ils ne disposent pas aisément à une telle étude. Par ailleurs, les coûts des translocations sont souvent compris dans des budgets plus globaux et sont donc difficiles à isoler (par ex. l'instruction des dossiers par la DREAL, les Plans Nationaux d'Actions (PNA), la gestion des sites Natura 2000). A titre d'illustration et de comparaison, nous avons évalué avec le CEN des Pays de la Loire le coût qu'ils ont supporté pour deux opérations de translocation.

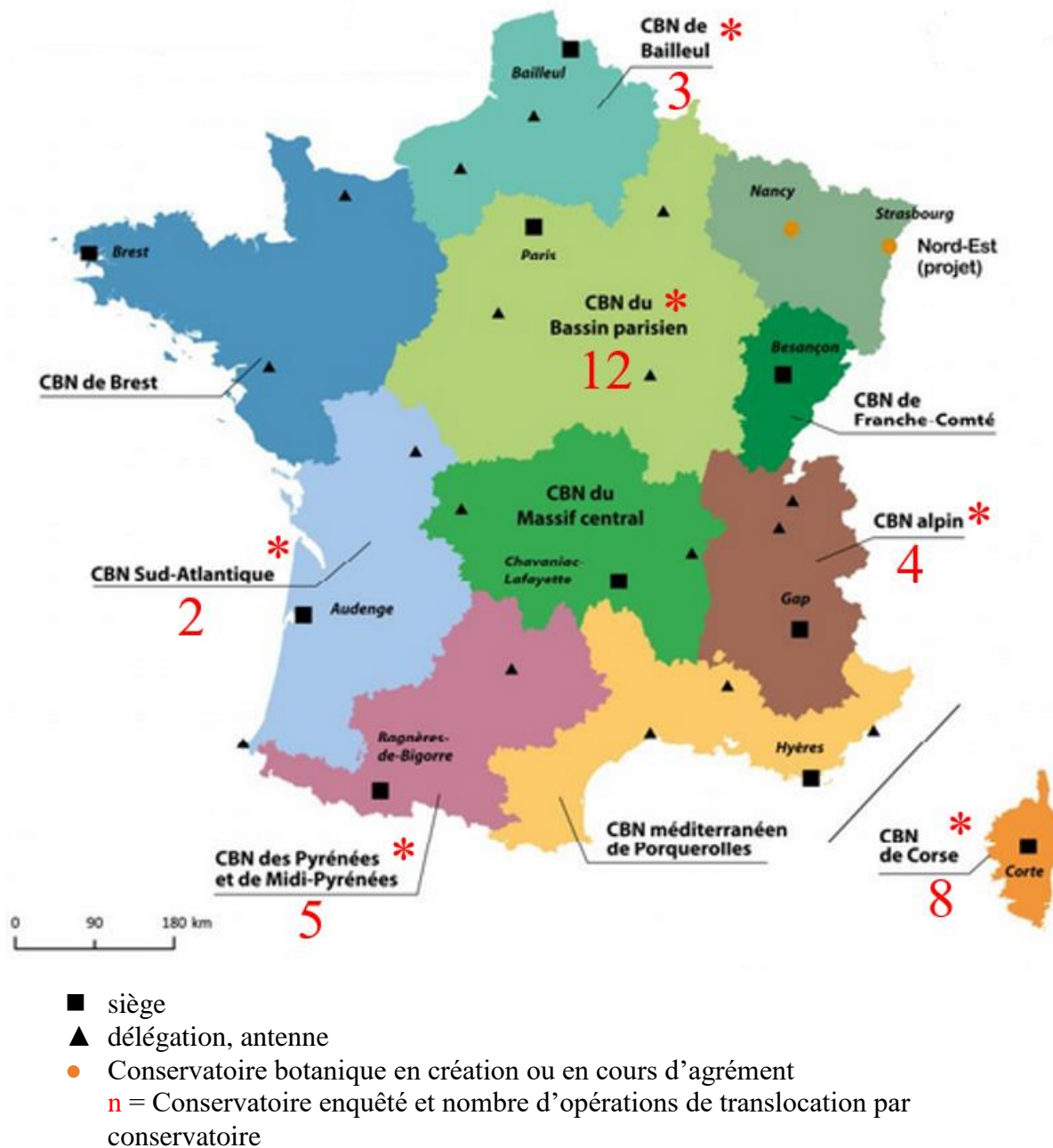


Figure 1 : Carte des CBN enquêtés et nombre d'opérations de translocations étudiées par CBN.

Source : carte modifiée à partir de -FCBN (2019) : <http://cbnfc-ori.org/cbnfc-ori/le-reseau-des-conservatoires-botaniques-nationaux>.

Tableau 1 : Les principales catégories d'acteurs impliqués dans une opération de translocation.

BTP = Bâtiments et Travaux Publics, CBN = Conservatoire botanique national, CEN = Conservatoire des espaces naturels, CNPN = Conseil national de la protection de la nature, CSRPN = Conseil scientifique régional du patrimoine naturel, DDTM = Direction Départementale des Territoires et de la Mer, DREAL = Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement.

Catégories d'acteurs	Description de leur rôle	Exemple d'acteurs
Maître d'ouvrage	Personne ou structure qui initie le besoin ou la volonté de mettre en œuvre une translocation	Entreprises BTP, État, collectivités, CBN , CEN
Maître d'œuvre*	Personne ou structure qui conçoit et réalise tout ou partie de l'opération de translocation pour le compte du maître d'ouvrage (via une prestation de service)	Bureau d'études, BTP, CBN
Services Instructeurs	Institutions en charge d'instruire les dossiers de dérogation pour espèces protégées (national ou régional)	DREAL, DDTM, Préfets
Services évaluateurs	Instances consultatives nationale et/ou régionale pour avis	CNPN, CSRPN
Services experts	Acteurs tiers sollicités pour leur expertise et leurs conseils sur un dossier, sa faisabilité technique, l'adéquation du projet avec la mesure envisagée	CBN , OFB, Chercheurs, associations naturalistes, bureau d'études en écologie (pouvant réaliser notamment l'assistance à maîtrise d'œuvre), chercheurs
Propriétaire du foncier	Propriétaire du site où la translocation est réalisée	Acteur privé, commune, collectivités, CEN

* Les rôles de maître d'ouvrage et d'œuvre peuvent être portés par le même acteur.

Préparation et analyse des données quantitatives économiques

Certains coûts des translocations ont été collectés directement, en euros. D'autres ont été estimés à partir d'un nombre de jours passés par un agent à une action, transformé en coût

grâce au coût d'un équivalent temps plein (ETP). D'après les données collectées auprès des CBN enquêtés, le coût chargé³ moyen par ETP d'un ingénieur est de 550 €₂₀₂₀/jour [280; 650] et celui d'un technicien est de 281 €₂₀₂₀/jour [190; 400]. Les CEN ont un seul statut d'agent dont le coût ETP est du même ordre de grandeur (500 €₂₀₂₀/jour). Les coûts qui n'étaient pas déjà exprimés en euros courants ont été ramenés en euros de 2020 afin de pouvoir les comparer (équation 1). Il s'agit d'affecter au coût l'inflation entre l'année où les dépenses ont été effectuées et l'année 2020.

Equation 1 : $\text{Coût}_{\text{€}2020} = \text{Coût}_{\text{€}y} \times \text{IPC}_{\text{€}2020} / \text{IPC}_{\text{€}y}$ avec y l'année d'estimation des coûts et IPC l'Indice des Prix à la Consommation.

Les données ont été analysées avec RStudio (Version 1.1.463). Les données sur les coûts n'étant pas distribuées normalement et limitées à des petits échantillons (34 ou moins), nous avons utilisé des tests non paramétriques de Wilcoxon-Mann-Whitney pour comparer les moyennes des coûts pour chacune des étapes de translocation d'une part et les moyennes des coûts des translocations règlementaires et volontaires d'autre part.

Pratique des translocations végétales en France : réglementation en vigueur, acteurs et étapes

Réglementation en vigueur

Les translocations végétales peuvent concerner des espèces protégées par la loi (à l'échelle nationale ou locale) ou non. Lorsqu'une espèce protégée est manipulée, le code l'environnement (article L411-2) stipule que le maître d'ouvrage doit se voir délivrer une dérogation à la protection stricte des espèces, ici pour autoriser leur transfert. Les « raisons impératives d'intérêt public majeur » sont les seuls motifs éligibles à ces dérogations qui sont

³ C'est à dire tel que facturé par le CBN à l'organisme financeur.

conditionnées à l'absence de solution alternative satisfaisante et au maintien de l'espèce dans un état de conservation favorable dans son aire de répartition naturelle. Par ailleurs, qu'elles soient protégées ou non, les espèces transloquées peuvent présenter divers statuts de conservation (e.g., « en danger critique » ou « vulnérables » d'après la classification de l'UICN) (Diallo et al., en préparation). Les populations transloquées que nous avons étudiées portent sur 30 espèces qui sont en majorité protégées au niveau national (18/30) ou régional (9/30). Seules trois espèces (*Ranunculus sylviae*, *Lathyrus nissolia* et *Cytisus lotoides*) ne sont pas protégées mais présentent un statut de conservation UICN défavorable, à savoir en « danger critique (CR) » au niveau national pour *Ranunculus sylviae*, et « quasi-menacée (NT) » ou « vulnérable (VU) » dans leur région de translocation pour *Cytisus lotoides* et *Lathyrus nissolia*, respectivement.

Les opérations de translocation sont entreprises dans deux cas de figure : volontairement ou en réponse à une obligation réglementaire. Les *translocations volontaires* sont initiées par des acteurs de la conservation en vue d'améliorer le statut de conservation des espèces menacées. C'est le cas notamment des translocations intégrées dans des Plans Nationaux d'Actions (PNA) qui engagent au maintien et/ou à la restauration des populations d'une ou plusieurs espèces d'intérêt communautaire dans un bon état de conservation⁴. Les translocations volontaires doivent faire l'objet d'une demande de dérogation pour le déplacement de l'espèce si celle-ci est protégée. Nous définissons les *translocations réglementaires* comme les déplacements d'espèces végétales protégées en réponse à une menace anthropique imminente. Il s'agit de projets, plans et programmes d'aménagement du territoire qui doivent mettre en œuvre toutes les mesures possibles pour éviter, réduire et, en dernier recours, compenser les

⁴ <https://inpn.mnhn.fr/programme/plans-nationaux-d-actions/presentation>. Les PNA répondent aux exigences des directives européennes « Oiseaux » (79/409/CEE du 2 avril 1979) et « Habitat, Faune, Flore » (92/43/CE du 21 mai 1992).

impacts résiduels du projet sur la biodiversité (séquence Eviter-Réduire-Compenser (ERC) régie par l'article L411-2 du code de l'environnement). Si les translocations ont pendant un temps été considérées comme des mesures de compensation, leur caractère incertain et expérimental pour certaines opérations a poussé le Ministère de la Transition Écologique (MTE) à plutôt les considérer comme des mesures d'accompagnement (CGDD, 2018). Ces dernières ne sont pas suffisantes pour remplir le rôle des mesures ERC, mais sont destinées à améliorer la probabilité de succès. Ces mesures doivent rester exceptionnelles, il s'agit de mesures d'urgence pour la sauvegarde de populations d'espèces protégées présentes sur l'emprise d'un projet et ses zones de chantiers. Les translocations règlementaires impliquent systématiquement une demande de dérogation car, par définition, elles ne concernent que des espèces protégées.

Acteurs et étapes des translocations

Les principales étapes et les catégories d'acteurs impliqués dans les translocations végétales sont décrites et illustrées avec des exemples dans le **Tableau 2** puis mises en interaction dans la **Figure 2**. Les acteurs appartiennent à la fois au secteur public (administration centrale, services déconcentrés, collectivités territoriales et instances consultatives) et privé (e.g., bureaux d'études, entreprises de BTP, associations). Une opération de translocation s'organise en trois principales phases (de *préparation*, de *translocation* proprement dite, et *post-translocation*) que nous décrivons, avec leurs potentielles sous-étapes, dans le **Tableau 2**. En dehors des actions spécifiquement liées à ces trois phases, nous avons identifié des déplacements du personnel et d'autres actions pouvant intervenir à tout moment de la chronologie d'une opération de translocation.

La phase de *préparation* de la translocation consiste pour le maître d'ouvrage à s'assurer de la faisabilité de la translocation et, si l'espèce à déplacer est protégée, à préparer avec l'aide d'un bureau d'étude, d'un CBN ou d'un autre acteur externe compétent une demande de

dérogation, dont nous présentons les principales étapes⁵. L'instruction administrative et technique de la demande de dérogation est réalisée par la DREAL qui peut, si besoin lors de l'examen de la recevabilité du dossier, demander des compléments d'information voire suggérer au maître d'ouvrage des modifications du projet et de ses mesures ERC ou d'accompagnement. Selon les espèces, la couverture spatiale et l'importance des impacts attendus du projet d'aménagement, la DREAL transmet ensuite le dossier de demande de dérogation au ministère en charge de l'environnement ou au Préfet qui saisissent les instances consultatives nationale (Conseil national de protection de la nature (CNPN)) ou régionale (Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel (CSRPN)) pour solliciter leur avis. Le maître d'ouvrage est alors informé de la décision par arrêté préfectoral qui, si la dérogation est accordée, contient les mesures ERC et d'accompagnement (dont les éventuelles translocations) à mettre en œuvre. La phase de *translocation* proprement dite consiste au déplacement du matériel biologique du site d'origine (ou, le plus souvent, du site de conservation du matériel biologique) vers le site d'accueil par le maître d'œuvre si celui-ci est différent du maître d'ouvrage. Cette phase se déroule la plupart du temps sur un temps assez court (un à quelques jours selon le type de matériel biologique à déplacer, graines ou plantules par exemple). Enfin, la phase *post-translocation* a pour objectif de mesurer le succès de l'opération et de maintenir le site d'accueil sur une trajectoire écologique désirée, moyennant des actions de gestion si besoin. Cette phase nécessite un suivi de l'évolution des populations transloquées. Le contrôle de la mise en œuvre et du suivi des translocations est réalisé par la DREAL. La durée moyenne du suivi, pour les 34 opérations des CBN que nous avons analysées, est de quatre ans. Cette moyenne recouvre cependant une grande disparité puisque le suivi de certaines opérations fait défaut (notamment car les DREAL n'ont pas forcément les effectifs d'agents suffisants) alors

⁵ Nous ne décrivons pas toutes les étapes et autres acteurs potentiellement impliqués dans ces demandes de dérogation qui sont parfois liées, voir intégrées, à d'autres procédures environnementales.

que d'autres peuvent durer plus de 10 ans. Pour les plantes à durée de vie longue, une dizaine d'années peut être nécessaire après la translocation pour que les plantes installées dans le nouveau site fleurissent une première fois, et aient ainsi une première opportunité de reproduction (Maschinski et Duquesnel, 2007 ; Menges, 2008). Pour des plantes à durée de vie plus courte, dix ans représentent quelques générations (au maximum dix générations pour des plantes annuelles sans dormance des graines), ce qui reste faible pour estimer la viabilité des populations (Colas et al., 2008 ; Maschinski et Duquesnel, 2007 ; Menges, 2008 ; Robert et al., 2015). Le manque de recul pour certaines des opérations que nous avons analysées pourrait ainsi expliquer l'incapacité des agents du CBN de formuler un avis sur leur réussite ou échec. Leur avis général sur l'efficacité du principe même de translocation est plutôt mitigé même si ces opérations constituent des retours d'expériences intéressants en vue de l'amélioration des pratiques de translocation.

Le rôle et le degré d'implication des différents acteurs des translocations dépendent de la phase de translocation. Par exemple, les CBN sont généralement impliqués tout le long du processus de la translocation. Ce sont des établissements spécialisés dans la connaissance et la conservation du patrimoine de la flore sauvage et des habitats naturels et semi-naturels. Ils sont agréés par l'État et exercent une mission de service public même si leurs statuts juridiques sont variés (syndicat mixte, collectivité, établissement public d'état ou de collectivité, associations de type loi 1901) (Hubert et Kbaier, 2019). D'autres acteurs n'interviennent que ponctuellement, comme les CEN⁶. Ce sont des structures associatives dédiées à la gestion et la protection des espaces naturels et semi-naturels dont l'action est fondée sur la maîtrise foncière et d'usage de sites naturels. Ils sont ainsi souvent impliqués dans la gestion des sites d'accueil des espèces transloquées mais peuvent également être maîtres d'œuvre d'opérations de translocation.

⁶ <https://reseau-cen.org/fr/decouvrir-le-reseau/leurs-missions>

Tableau 2 : Les différentes phases et sous-étapes d'une opération de translocation

<p>Phase de <i>préparation</i> de la translocation :</p> <p>Étude de faisabilité (à partir des connaissances issues de la littérature scientifique et de retours d'expérience)</p> <p>Choix du site de translocation (en fonction de la <i>disponibilité et la pérennité foncières, de l'adéquation et de la pérennité écologique, de l'accessibilité</i>)</p> <p>Montage du dossier de demande de dérogation et échanges avec les services instructeurs</p> <p>Prospection et récolte du matériel biologique (graines, boutures, plantes entières...)</p> <p>Stockage, conditionnement et conservation du matériel biologique (<i>e.g., en chambre froide pour des graines, en serre, ou en jardin</i>)</p> <p>Mise en culture éventuelle du matériel biologique, et multiplication</p> <p>Préparation éventuelle du site d'accueil (<i>e.g., fauche, défrichement</i>)</p>
<p>Phase de <i>translocation</i> proprement dite</p> <p>Réalisation de l'opération de translocation du matériel biologique sur le site d'accueil</p> <p>Travaux d'accompagnement (mise en place de grillages de protection, de panneaux d'information...)</p> <p>Rédaction du compte rendu de l'opération</p>
<p>Phase <i>post-translocation</i></p> <p>Suivi démographique des populations</p> <p>Rédaction des rapports de suivis</p> <p>Entretien et gestion du site après la translocation (<i>e.g., désherbage, érection de barrières de protection</i>)</p> <p>Contrôle de la mise en œuvre et du suivi de la translocation (<i>e.g., vérification des informations, éventuelles visites de terrain</i>).</p>
<p>Déplacement du personnel lors des 3 phases</p>
<p>Autres actions liées à la translocation</p> <p>Communication sur la translocation : interne (<i>e.g., newsletters, réunion</i>)</p> <p style="padding-left: 40px;">externe (<i>e.g., prospectus, article de presse, reportage</i>)</p> <p>Maîtrise foncière (<i>e.g., acquisition, convention</i>)</p>

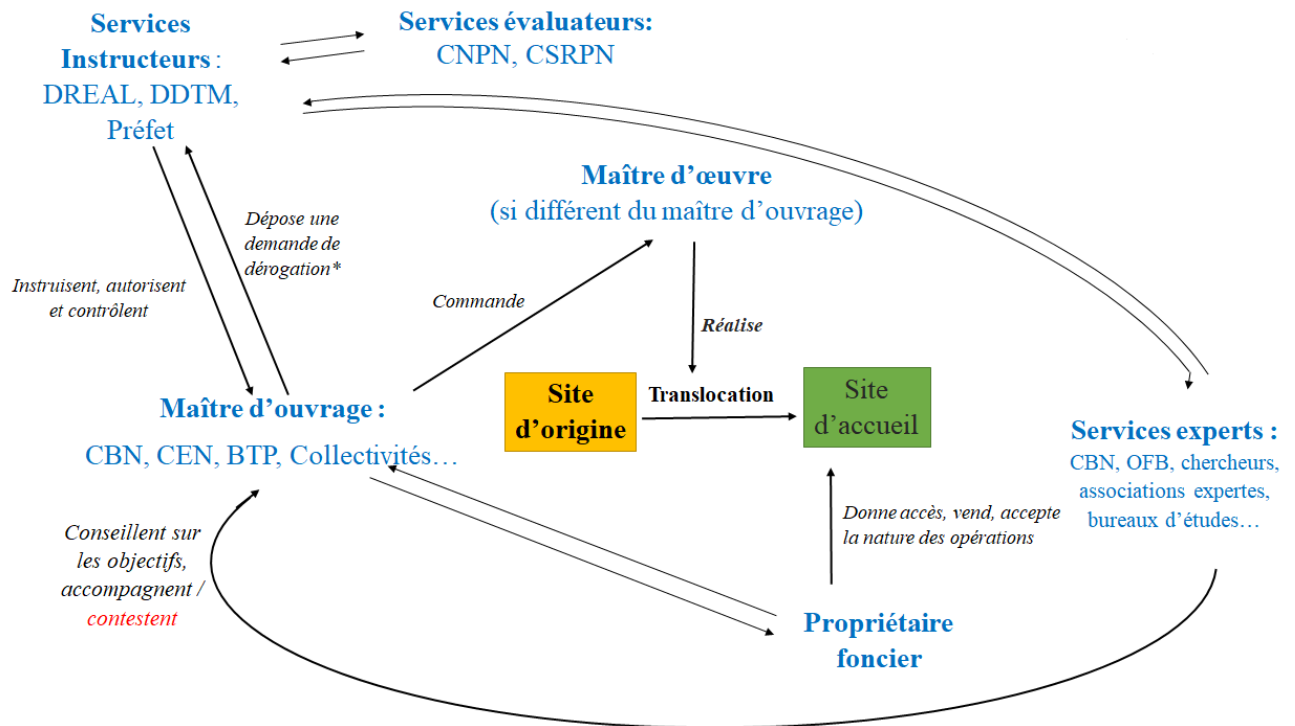


Figure 2 : Schéma théorique des acteurs impliqués dans une translocation et leurs interactions (définition et exemples d'acteurs dans le **Tableau 2**).

Site d'origine = origine géographique du matériel biologique déplacé ; **Site d'accueil** = site d'implantation du matériel biologique déplacé.

* Si l'espèce à transloquer est protégée.

Les coûts économiques de l'implication des CBN dans les translocations végétales

A l'échelle de notre échantillon, le coût moyen de l'implication d'un CBN dans une opération de translocation est de **18 200** €₂₀₂₀ [588 ; 78 973].

Répartition des coûts selon les phases des opérations des translocations

La part la plus importante des coûts est occupée par les phases de post-translocation et de préparation (respectivement 46% et 36%, soit la majorité du coût total) (**figure 3**). Les coûts moyens de ces deux phases ne sont pas significativement différents (**p-value = 0.3245**) mais il existe une grande variabilité des coûts entre projets pour ces deux phases (**figure 4**).

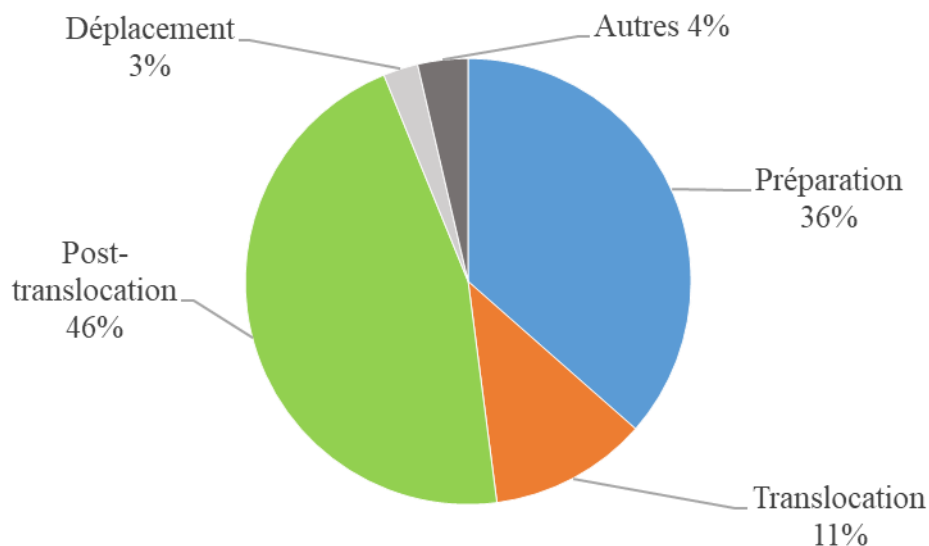


Figure 3 : Répartition des coûts par principales étapes d'une translocation (telles que décrites dans le **Tableau 2**) pour les 34 opérations analysées avec les CBN enquêtés : les 3 phases des translocations ('Préparation', 'Translocation' et 'Post-translocation'), le 'Déplacement' du personnel et les 'Autres' actions liées à la translocation (e.g., communication interne et externe, maîtrise foncière).

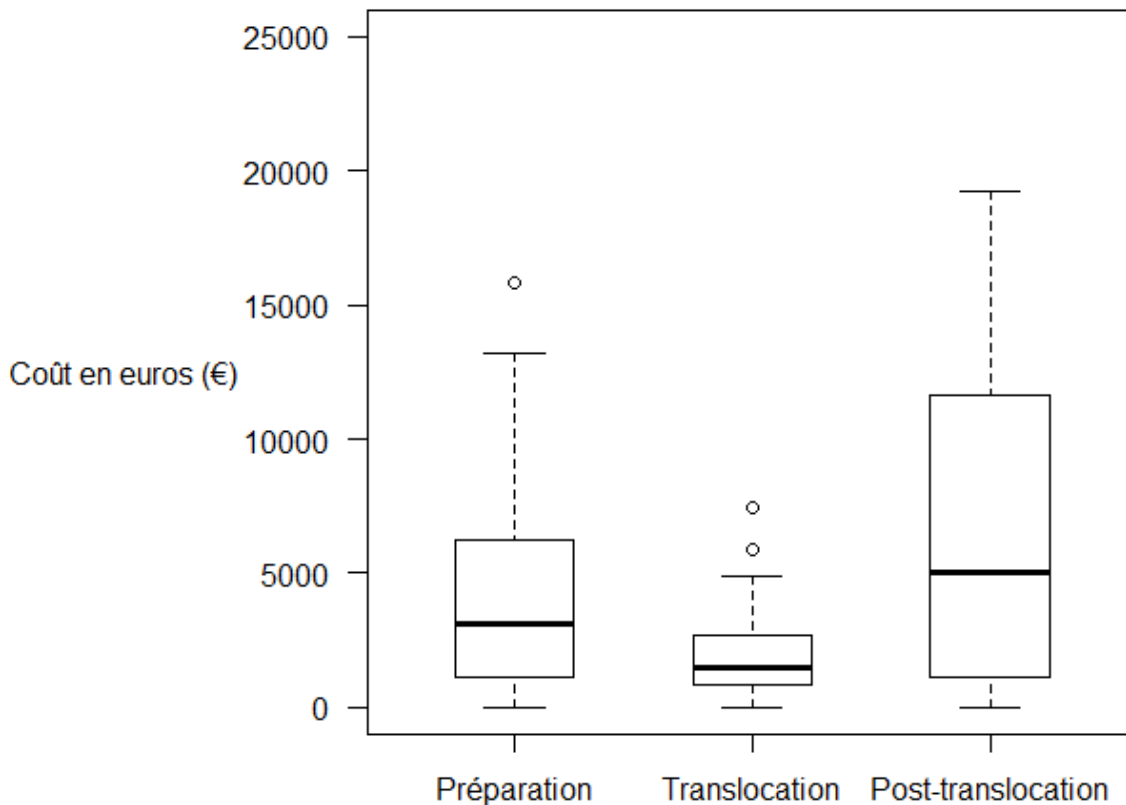


Figure 4 : Boite à moustaches des coûts (en euros₂₀₂₀) pour les trois phases d'une translocation.

Le coût élevé de la phase de préparation s'explique principalement par le temps qu'y passent les agents du CBN, par exemple le montage complexe et chronophage des demandes de dérogation. Certaines étapes liées à la préparation du matériel biologique peuvent s'avérer coûteuses du fait de leur technicité voire de leur caractère expérimental. Par exemple, pour plusieurs transplantations, le CBN de Corse a dû faire appel à un pépiniériste pour mettre en culture de façon expérimentale (conditions contrôlées en serre de semis) des espèces sauvages que le CBN n'avait jamais cultivées auparavant. Fenu et al., (2019) suggèrent d'ailleurs quelques mesures de précaution permettant d'améliorer l'efficacité des protocoles de production des plants (e.g., doublons de banques de graines avec d'autres partenaires ou institutions publiques, multiplications dans des jardins botaniques) et ainsi réduire le coût des

projets de translocation. La phase de post-translocation des populations implique généralement également beaucoup de temps de personnel CBN, en particulier pour le suivi démographique, auxquels s'ajoutent les frais liés aux déplacements sur les sites d'accueil (mineurs d'après nos résultats). Même s'il est difficile de comparer notre étude avec Fenu et al., (2016) qui ne calculent que les coûts des phases de *translocation* proprement dite et de *post-translocation*, leur analyse montre que le suivi de la translocation étudiée devrait représenter plus de 60% du coût de ces deux phases après cinq années de suivi.

La phase de *translocation* proprement dite ne consiste qu'en 11% des coûts d'une opération. Le coût moyen de la phase de translocation est significativement différent des coûts moyens des phases de *préparation* et de *post-translocation*, respectivement, et est moins variable que ces deux derniers coûts moyens. En effet, la phase de *translocation* implique beaucoup moins de temps de travail des agents du CBN que les deux autres phases.

A ces trois phases s'ajoutent les coûts liés au *déplacement du personnel*, actuellement non différenciés par phase, qui ne représentent que 3% des coûts totaux. Enfin, seuls 4% des coûts consistent en d'*autres* actions (e.g., maîtrise foncière) pouvant se dérouler tout au long d'une opération de translocation. Ces coûts semblent négligeables dans le cadre des activités du CBN mais leur proportion pourrait être plus importante pour d'autres acteurs des translocations (cf. sous-section *sous-estimation du coût total d'une opération de translocation*).

Une analyse complète des conséquences économiques des translocations doit aussi comporter l'analyse des pertes économiques (e.g., manque à gagner lié au changement de l'usage du site d'accueil) et bénéfices économiques (e.g., gain d'attractivité lié à la présence d'une plante patrimoniale) liés à une opération de translocation. Ces conséquences n'ont pas été observées pour les CBN, notamment car ils ne sont généralement ni les propriétaires, ni les gestionnaires des sites d'accueil, mais pourraient l'être pour les acteurs qui utilisaient précédemment le site d'accueil. Les CBN estiment cependant peu probable que les opérations

de translocation auxquelles ils ont participé puissent entraîner de réelles retombées économiques autour des sites d'accueil, même pour d'autres acteurs.

Différences entre les coûts des translocations volontaires et règlementaires

Le coût moyen des translocations règlementaires et celui des translocations volontaires (12 000 € et 19 000 € respectivement) ne sont pas significativement différents au sein des CBN (**p-value = 0.07125**). D'après les CBN, le coût économique n'est pas un facteur déterminant dans une translocation. Si une translocation doit être faite, ils la réalisent avec les mêmes moyens qu'elle soit volontaire ou règlementaire. Pour les translocations volontaires, s'ils ne rassemblent pas les fonds nécessaires, alors ils ne la réalisent pas. Il n'y a pas de différence de protocole liée à la motivation de la translocation, on observe d'ailleurs que leur durée moyenne de suivi est équivalente (**p-value = 0.9846**). Une analyse complémentaire de la différence de coûts entre les opérations ayant été réalisées pour des espèces protégées ou non pourrait être intéressante, en anticipant un rôle de la préparation du dossier de demande de dérogation dans la structure du coût, mais n'est pas possible dans notre échantillon où seules trois opérations sur 34 concernent des espèces non protégées.

Sous-estimation du coût total d'une opération de translocation

Nous avons calculé le coût de l'implication des CBN dans des opérations de translocation. Il sous-estime certainement le coût total d'une opération de translocation, c'est à dire le coût porté par l'ensemble des acteurs impliqués. Par exemple, si le coût du foncier (achat ou conventionnement) ne repose généralement pas sur les CBN, il pourrait représenter une part importante du coût pour un autre acteur comme un aménageur maître d'ouvrage de la translocation. Nous justifions le choix de concentrer notre analyse sur cet acteur au vu de la rareté des études sur ce sujet et de la place centrale occupée par les CBN aux différentes étapes de ces actions de conservation. Maintenant que nous avons détaillé le réseau des acteurs et

toutes les étapes potentiellement rencontrées au cours d'une opération de translocation, une analyse plus complète devrait dorénavant être plus accessible.

L'évaluation des coûts des projets environnementaux⁷ néglige souvent ce qu'on appelle les coûts de transaction (Iftekhar et al., 2017 ; McCann et al., 2005), c'est-à-dire les coûts liés à l'organisation d'une transaction. La transaction consiste ici en la translocation, le déplacement de matériel végétal d'une espèce donnée entre un site d'origine et un site d'accueil. Nous avons montré que les phases de préparation et de post-translocation occupent la plus importante part du coût total d'une opération. Ces phases en amont et l'aval de la translocation intègrent en effet des actions de coordination entre les acteurs comme la recherche d'un bureau d'étude pour accompagner la préparation de dossier de demande de dérogation, la mise en place de contrats avec les différentes parties prenantes ou encore la visite de différents sites d'accueil potentiels. De futurs travaux, quels que soient les acteurs des translocations considérés, ne devraient pas négliger cet aspect des coûts au risque sinon de les sous-estimer. Sans les identifier ou chercher à les isoler, la liste des phases et sous-étapes des opérations de translocation que nous proposons, intègre ces coûts de transaction.

Conclusion

Les translocations conservatoires, opérations qui consistent à déplacer les organismes sauvages vers un habitat favorable pour augmenter les effectifs et ainsi améliorer la viabilité de populations existantes, ou pour créer de nouvelles populations viables sont couramment traités dans la littérature scientifique. Cependant, très peu d'études se sont intéressées aux conditions pratiques de mise en œuvre de ces opérations, notamment pour les espèces végétales. Dans cet article, nous faisons le point sur les aspects relatifs à l'organisation, à la réglementation et aux

⁷ Cette observation est vraie aussi en dehors du domaine de la conservation et constitue un thème de recherche en sciences économiques à part entière.

coûts économiques des translocations végétales conservatoires en France. Ces aspects, au-delà des dimensions strictement biologiques, peuvent pourtant jouer sur l'effectivité et l'efficacité des translocations. Les opérations de translocation impliquent un réseau d'acteurs complexe au cours de trois principales étapes : la *préparation* de la translocation, la *translocation* proprement dite et la phase de *post-translocation*. Les coûts sont principalement supportés lors des phases en amont et en aval de la translocation en elle-même, deux phases qui concentrent des coûts de transaction souvent négligés lors des évaluations de coûts. La similarité des coûts entre les opérations règlementaires, dans le cadre de projets d'aménagement, et volontaires semble indiquer que la mise en œuvre des translocations respecte certains protocoles qui ne dépendent pas de leurs contextes d'application. Enfin, notre évaluation des coûts économiques s'est concentrée sur ceux relatifs à l'implication des CBN, acteur majeur et systématiquement concerné lors de translocations végétales. Elle devrait maintenant être complétée avec l'évaluation des coûts de l'implication du reste du réseau des acteurs.

Notre étude propose des éléments qui seront nécessaires à la conduite de travaux complémentaires sur les translocations végétales conservatoires en France. En effet, la description du réseau des acteurs, de leurs rôles potentiels et des étapes possibles d'une translocation faciliteront le calcul du coût des translocations végétales pour l'ensemble de ces acteurs ainsi que la ventilation de ce coût total entre les différents acteurs. Bien comprendre les sources de coûts, par étape et/ou par acteur, permet aussi d'orienter les suggestions d'amélioration des protocoles, notamment en ciblant les sources d'incertitude technique et organisationnelle. Avec un échantillon présentant suffisamment de répétition de translocations pour une espèce donnée, réalisées avec différentes techniques ou dans différentes conditions, il sera possible d'identifier les situations qui présentent le meilleur rapport coût-efficacité. Cette dimension est particulièrement importante lorsqu'il s'agit de programmes de conservation financés par des fonds publics. En effet, savoir évaluer et justifier les dépenses publiques est

une étape importante pour les légitimer et contribuer à en améliorer l'acceptabilité. Il pourrait enfin être intéressant d'étudier l'éventuelle spécificité des translocations végétales conservatoires en France en comparant les observations que nous avons pu faire dans ce travail avec celles de translocations réalisées dans d'autres pays et dans le règne animal.

Bibliographie

- Albrecht, G. A., Brooke, C., Bennett, D. H., & Garnett, S. T. (2012). *The Ethics of Assisted Colonization in the Age of Anthropogenic Climate Change*.
- Albrecht, M. A., & Maschinski, J. (2012). Influence of Founder Population Size, Propagule Stages, and Life History on the Survival of Reintroduced Plant Populations. In J. Maschinski, K. E. Haskins, & P. H. Raven (Eds.), *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils* (pp. 171–188). Island Press/Center for Resource Economics. https://doi.org/10.5822/978-1-61091-183-2_10
- Albrecht, M. A., Osazuwa-Peters, O. L., Maschinski, J., Bell, T. J., Bowles, M. L., Brumback, W. E., Duquesnel, J., Kunz, M., Lange, J., & McCue, K. A. (2019). Effects of life history and reproduction on recruitment time lags in reintroductions of rare plants. *Conservation Biology*, 33(3), 601–611.
- Alligand, G., Hubert, S., Legendre, T., Millard, F., & Müller, A. (2018). *MTEs, «Evaluation environnementale, Guide d'aide à la définition des mesures ERC»*. <https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Th%C3%A9ma%20-%20Guide%20d%E2%80%99aide%20%C3%A0%20la%20d%C3%A9finition%20des%20mesures%20ERC.pdf>
- Armstrong, D. P., & Seddon, P. J. (2008). Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(1), 20–25. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.003>
- Atkins, K. E., & Travis, J. M. J. (2010). Local adaptation and the evolution of species' ranges under climate change. *Journal of Theoretical Biology*, 266(3), 449–457. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2010.07.014>
- Balmford, A., Bennun, L., Brink, B. ten, Cooper, D., Côté, I. M., Crane, P., Dobson, A., Dudley, N., Dutton, I., Green, R. E., Gregory, R. D., Harrison, J., Kennedy, E. T., Kremen, C., Leader-Williams, N., Lovejoy, T. E., Mace, G., May, R., Mayaux, P., ... Walther, B. A. (2005). The Convention on Biological Diversity's 2010 Target. *Science*, 307(5707), 212–213. <https://doi.org/10.1126/science.1106281>
- Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O. U., Swartz, B., Quental, T. B., Marshall, C., McGuire, J. L., Lindsey, E. L., Maguire, K. C., Mersey, B., & Ferrer, E. A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471(7336), 51–57. <https://doi.org/10.1038/nature09678>
- Beale, C. M., Lennon, J. J., & Gimona, A. (2008). Opening the climate envelope reveals no macroscale associations with climate in European birds. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(39), 14908–14912. <https://doi.org/10.1073/pnas.0803506105>
- Bellis, J. M. (2021). *The influence of climate on past, present, and future conservation translocations*. Liverpool John Moores University (United Kingdom).
- Bankman, C. W. (1993). Decline of the Red Crossbill of Newfoundland. *Am Birds*, 3728.
- Bennett, J. (1992). A glut of gibbons in Sarawak – is rehabilitation the answer? *Oryx*, 26(3), 157–164. <https://doi.org/10.1017/S0030605300023590>
- Bottin, L., Cadre, S. L., Quilichini, A., Bardin, P., Moret, J., & Machon, N. (2007). Re-establishment trials in endangered plants: A review and the example of *Arenaria grandiflora*, a species on the brink of extinction in the Parisian region (France).

Ecoscience, 14(4), 410–419. [https://doi.org/10.2980/1195-6860\(2007\)14\[410:RTIEPA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2980/1195-6860(2007)14[410:RTIEPA]2.0.CO;2)

- Bradley, H. S., Tomlinson, S., Craig, M. D., Cross, A. T., & Bateman, P. W. (2020). Mitigation translocation as a management tool. *Conservation Biology*, *n/a*(*n/a*). <https://doi.org/10.1111/cobi.13667>
- Brichieri-Colombi, T. A., & Moehrensclager, A. (2016). Alignment of threat, effort, and perceived success in North American conservation translocations: North American Translocation Efforts. *Conservation Biology*, 30(6), 1159–1172. <https://doi.org/10.1111/cobi.12743>
- Bristol, R. M., Fraser, I., Groombridge, J. J., & VerÅ-ssimo, D. (2014). An economic analysis of species conservation and translocation for island communities: The Seychelles paradise flycatchers as a case study. *Journal of Environmental Economics and Policy*, 3(3), 237–252.
- Brook, B. W., Sodhi, N. S., & Bradshaw, C. J. A. (2008). Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(8), 453–460. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011>
- Brooker, R., Britton, A., Gimona, A., Lennon, J., & Littlewood, N. (2011). *Literature review: Species translocations as a tool for biodiversity conservation during climate change*.
- Brooker, R. W., Brewer, M. J., Britton, A. J., Eastwood, A., Ellis, C., Gimona, A., Poggio, L., & Genney, D. R. (2018). Tiny niches and translocations: The challenge of identifying suitable recipient sites for small and immobile species. *Journal of Applied Ecology*, 55(2), 621–630. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13008>
- Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., Strien, A. van, Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., Baillie, J. E. M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K. E., Carr, G. M., Chanson, J., Chenery, A. M., Csirke, J., Davidson, N. C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., ... Watson, R. (2010). Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, 328(5982), 1164–1168. <https://doi.org/10.1126/science.1187512>
- Butt, N., Chauvenet, A. L. M., Adams, V. M., Beger, M., Gallagher, R. V., Shanahan, D. F., Ward, M., Watson, J. E. M., & Possingham, H. P. (2021). Importance of species translocations under rapid climate change. *Conservation Biology*, 35(3), 775–783. <https://doi.org/10.1111/cobi.13643>
- Cayuela, H., Gillet, L., Laudelout, A., Besnard, A., Bonnaire, E., Levionnois, P., Muths, E., Duf r ne, M., & Kinet, T. (2019). Survival cost to relocation does not reduce population self-sustainability in an amphibian. *Ecological Applications*, 29(5), e01909. <https://doi.org/10.1002/eap.1909>
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1(5), e1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>
- Chauvenet, A. L. M., Ewen, J. G., Armstrong, D. P., Blackburn, T. M., & Pettorelli, N. (2013). Maximizing the success of assisted colonizations. *Animal Conservation*, 16(2), 161–169. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00589.x>
- Clark, C. J., Poulsen, J. R., Levey, D. J., & Osenberg, C. W. (2007). *Are Plant Populations Seed Limited? A Critique and Meta-Analysis of Seed Addition Experiments*. 23.

- Clark, T. W., & Westrum, R. (1989). High-performance teams in wildlife conservation: A species reintroduction and recovery example. *Environmental Management*, 13(6), 663–670. <https://doi.org/10.1007/BF01868305>
- Cohn, J. P. (1993). The flight of the California condor: After more than a decade of captive breeding, the big bird is on a trajectory toward recovery. *BioScience*, 43(4), 206–209. <https://doi.org/10.2307/1312120>
- Colas, B., Kirchner, F., Riba, M., Olivieri, I., Mignot, A., Imbert, E., Beltrame, C., Carbonell, D., & Freville, H. (2008). Restoration demography: A 10- year demographic comparison between introduced and natural populations of endemic *Centaurea corymbosa* (Asteraceae). *Journal of Applied Ecology*.
- Colas, B., Olivieri, I., & Riba, M. (1997). *Centaurea corymbosa*, a cliff-dwelling species tottering on the brink of extinction: A demographic and genetic study. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 94(7), 3471–3476.
- Colas, B., Riba, M., Fréville, H., Mignot, A., Imbert, E., Petit, C., & Olivieri, I. (2000). Les introductions comme mode de gestion d'espèces végétales menacées: Le cas de la Centaurée de la Clape. *Actes Du Colloque Sur l'introduction et La Réintroduction d'espèces Végétales Ou Animales, Suppl.7*, 133–134.
- Commander, L. E., Coates, D. J., Broadhurst, L., Offord, C. A., Makinson, R. O., Matthes, M., & Australian Network for Plant Conservation. (2018). *Guidelines for the translocation of threatened plants in Australia*.
- Conservatoire Botanique National Alpin. (2010). *CBNA - 2010—Bilan 2006-2010 des réimplantations—Various sp—LGV Drôme*.
- Conservatoire Botanique Nationale Alpin. (2011). *CBNA - 2011—Rapport de synthèse des opérations—Tulipa sylvestris—Die*.
- Corlett, R. T. (2016a). Plant diversity in a changing world: Status, trends, and conservation needs. *Plant Diversity*, 38(1), 10–16. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2016.01.001>
- Corlett, R. T. (2016b). Restoration, Reintroduction, and Rewilding in a Changing World. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(6), 453–462. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.017>
- Dalrymple, S., Broome, A., & Gallagher, P. (2008). Re-introduction of small cow-wheat into the Scottish Highlands, UK. In P. S. Soorae (Ed.), *Global Re-introduction Perspectives: Re-introduction case-studies from around the globe* (pp. 221–224). IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group.
- Dalrymple, S. E., Banks, E., Stewart, G. B., & Pullin, A. S. (2012). A Meta-Analysis of Threatened Plant Reintroductions from across the Globe. In J. Maschinski, K. E. Haskins, & P. H. Raven (Eds.), *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils* (pp. 31–50). Island Press/Center for Resource Economics. https://doi.org/10.5822/978-1-61091-183-2_3
- Dalrymple, S. E., Stewart, G. B., & Pullin, A. S. (2011). Are re-introductions an effective way of mitigating against plant extinctions? *Collaboration for Environmental Evidence*, 64.
- Dalrymple, S. E., Winder, R., & Campbell, E. M. (2021). Exploring the potential for plant translocations to adapt to a warming world. *Journal of Ecology*, 109(6), 2264–2270. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13715>

- Développement durable. (2021). *Plans nationaux d'actions en faveur des espèces menacées. Objectifs et exemples d'actions.* - Ministère de la transition écologique. Ministère de la Transition écologique. <https://www.ecologie.gouv.fr/plans-nationaux-dactions-en-faveur-des-especes-menacees>
- Diallo, M., Ollier, S., Mayeur, A., Fernandez-Manjarres, J., García-Fernández, A., Iriondo, J. M., Vaissière, A., & Colas, B. (2021a). Plant translocations in Europe and the Mediterranean: Geographic and climatic directions and distances from source to host sites. *Journal of Ecology*, 1365-2745.13609. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13609>
- Diallo, M., Ollier, S., Mayeur, A., Fernandez-Manjarres, J., García-Fernández, A., Iriondo, J. M., Vaissière, A., & Colas, B. (2021b). Plant translocations in Europe and the Mediterranean: Geographical and climatic directions and distances from source to host sites. *Journal of Ecology*, 1365-2745.13609. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13609>
- Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E., Ngo, H. T., Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K., Watson, R. T., Baste, I. A., Larigauderie, A., Leadley, P., Pascual, U., Baptiste, B., Demissew, S., Dziba, L., Erpul, G., Fazel, A., ... Vilá, B. (2019). *Résumé à l'intention des décideurs du rapport sur l'évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques.* 53.
- Drayton, B., & Primack, R. B. (2012). Success Rates for Reintroductions of Eight Perennial Plant Species after 15 Years. *Restoration Ecology*, 20(3), 299–303. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00860.x>
- Ducatez, S., & Shine, R. (2019). Life-history traits and the fate of translocated populations. *Conservation Biology*, 33(4), 853–860. <https://doi.org/10.1111/cobi.13281>
- Ehrlich, P. R., & Ehrlich, A. H. (2013). *Can a collapse of global civilization be avoided?* 10.
- Eskelin, N., Parker, W. C., Colombo, S. J., & PengXin, L. (2011). Assessing assisted migration as a climate change adaptation strategy for Ontario's forests: Project overview and bibliography. *Climate Change Research Report - Ontario Forest Research Institute, No. CCRR-19*. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20113188037>
- European Environment Agency. (2011). *Landscape fragmentation in Europe—European Environment Agency* [Publication]. <https://www.eea.europa.eu/publications/landscape-fragmentation-in-europe>
- Ewen, J. G., Armstrong, D., Parker, K., & Seddon, P. (2008). Avian reintroduction biology: Current issues for science and management. *Avian Biology Research*, 1(1), 27–50.
- Fahselt, D. (2007). Is transplanting an effective means of preserving vegetation? *Canadian Journal of Botany*, 85(10), 1007–1017. <https://doi.org/10.1139/B07-087>
- Falk, D. A., Millar, C. I., & Olwell, M. (Eds.). (1996). *Restoring diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants*. Island Press.
- Fauché, M. (2019). *Conservation translocations: A Mediterranean case study in the light of philosophy*.
- Fenu, G., Bacchetta, G., Charalambos, S. C., Fournaraki, C., Giusso del Galdo, G. P., Gotsiou, P., Kyrtziz, A., Piazza, C., Vicens, M., Pinna, M. S., & de Montmollin, B. (2019). An early evaluation of translocation actions for endangered plant species on Mediterranean islands. *Plant Diversity*, 41(2), 94–104. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2019.03.001>

- Fenu, G., Cogoni, D., & Bacchetta, G. (2016). The role of fencing in the success of threatened plant species translocation. *Plant Ecology*, 217(2), 207–217. <https://doi.org/10.1007/s11258-015-0517-1>
- Fenu, G., Cogoni, D., Pinna, M. S., & Bacchetta, G. (2015). Threatened Sardinian vascular flora: A synthesis of 10 years of monitoring activities. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*, 149(3), 473–482. <https://doi.org/10.1080/11263504.2014.1000424>
- Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2000). An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation*, 96(1), 1–11. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00048-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00048-3)
- Frankham, R. (2005). Genetics and extinction. *Biological Conservation*, 126(2), 131–140. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.05.002>
- Froment, L. (2013). *Succès de la première transplantation de l'Etoile d'eau, espèce protégée du plateau Saclay* [News Letter]. Paris-Saclay Le Média. https://www.media-paris-saclay.fr/wp-content/uploads/2013/08/2013-07-08_CP-ETOILE-DEAU.pdf
- Gauthier, P., Debussche, M., & Thompson, J. D. (2009). Proposition d'une méthode pour hiérarchiser les priorités de conservation des espèces végétales: Application aux échelles régionale, départementale et locale. *Espace Naturel*.
- Germano, J. M., Field, K. J., Griffiths, R. A., Clulow, S., Foster, J., Harding, G., & Swaisgood, R. R. (2015). Mitigation-driven translocations: Are we moving wildlife in the right direction? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(2), 100–105. <https://doi.org/10.1890/140137>
- Gimona, A., Poggio, L., Polhill, J. G., & Castellazzi, M. (2015). Habitat networks and food security: Promoting species range shift under climate change depends on life history and the dynamics of land use choices. *Landscape Ecology*, 30(5), 771–789. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0158-8>
- Godefroid, S., Le Pajolec, S., & Van Rossum, F. (2016). Pre-translocation considerations in rare plant reintroductions: Implications for designing protocols. *Plant Ecology*, 217(2), 169–182. <https://doi.org/10.1007/s11258-015-0526-0>
- Godefroid, S., Piazza, C., Rossi, G., Buord, S., Stevens, A.-D., Agurauja, R., Cowell, C., Weekley, C. W., Vogg, G., Iriondo, J. M., Johnson, I., Dixon, B., Gordon, D., Magnanon, S., Valentin, B., Bjureke, K., Koopman, R., Vicens, M., Virevaire, M., & Vanderborcht, T. (2011). How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation*, 144(2), 672–682. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.003>
- Godefroid, S., & Vanderborcht, T. (2011). Plant reintroductions: The need for a global database. *Biodiversity and Conservation*, 20(14), 3683–3688. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0120-2>
- Goetsch, B., Hilton-Taylor, C., Cruz-Piñón, G., Duffy, J. P., Frances, A., Hernández, H. M., Inger, R., Pollock, C., Schipper, J., Superina, M., Taylor, N. P., Tognelli, M., Abba, A. M., Arias, S., Arreola-Nava, H. J., Baker, M. A., Bárcenas, R. T., Barrios, D., Braun, P., ... Gaston, K. J. (2015). High proportion of cactus species threatened with extinction. *Nature Plants*, 1(10), 1–7. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.142>
- Gomes, V. H. F., Vieira, I. C. G., Salomão, R. P., & ter Steege, H. (2019). Amazonian tree species threatened by deforestation and climate change. *Nature Climate Change*, 9(7), 547–553. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0500-2>

- Gorbunov, I. N., Dzybov, D. S., Kuzmin, Z. E., & Smirnov, I. A. (2008). *Methodological recommendations for botanic gardens on the reintroduction of rare and threatened plants*. Botanic Gardens Conservation International.
- Gordon, D. R. (1996). Experimental translocation of the endangered shrub Apalachicola rosemary *Conradina glabra* to the Apalachicola bluffs and ravines preserve, Florida. *Biological Conservation*, *1*(77), 19–26.
- Grammont, P. C. D., & Cuarón, A. D. (2006). An Evaluation of Threatened Species Categorization Systems Used on the American Continent. *Conservation Biology*, *20*(1), 14–27. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00352.x>
- Griffith, B., Scott, J. M., Carpenter, J. W., & Reed, C. (1989a). Translocation as a Species Conservation Tool: Status and Strategy. *Science*, *245*(4917), 477–480. <https://doi.org/10.1126/science.245.4917.477>
- Griffith, B., Scott, J. M., Carpenter, James. W., & Reed, C. (1989b). *Translocation as a species conservation tool.pdf*. http://www.catsg.org/iberianlynx/04_library/4_3_publications/G/Griffith_et_al_1989_Translocation_as_a_species_conservation_tool.pdf
- Guerrant, E. O. (2012). Characterizing Two Decades of Rare Plant Reintroductions. In *Plant Reintroduction in a Changing World: Promises and Perils* (Joyce MAschinski, Kristin E. Haskins, and Peter H. Raven, pp. 09–29). Island Press. https://www.researchgate.net/profile/Gavin_Stewart6/publication/288923238_A_Meta-Analysis_of_Threatened_Plant_Reintroductions_from_across_the_Globe/links/597a077f0f7e9b0469b1b2d3/A-Meta-Analysis-of-Threatened-Plant-Reintroductions-from-across-the-Globe.pdf#page=29
- Guerrant Jr, E. O., & Kaye, T. N. (2007). Reintroduction of rare and endangered plants: Common factors, questions and approaches. *Australian Journal of Botany*, *55*(3), 362. <https://doi.org/10.1071/BT06033>
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., Regan, T. J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T. G., Rhodes, J. R., Maggini, R., Setterfield, S. A., Elith, J., Schwartz, M. W., Wintle, B. A., Broennimann, O., Austin, M., ... Buckley, Y. M. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, *16*(12), 1424–1435. <https://doi.org/10.1111/ele.12189>
- Hällfors, M. H., Vaara, E. M., Hyvärinen, M., Oksanen, M., Schulman, L. E., Siipi, H., & Lehvävirta, S. (2014). Coming to Terms with the Concept of Moving Species Threatened by Climate Change – A Systematic Review of the Terminology and Definitions. *PLoS ONE*, *9*(7), e102979. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102979>
- Hardy, P. B., Kinder, P. M., Sparks, T. H., & Dennis, R. L. H. (2010). Elevation and habitats: The potential of sites at different altitudes to provide refuges for phytophagous insects during climatic fluctuations. *Journal of Insect Conservation*, *14*(3), 297–303. <https://doi.org/10.1007/s10841-009-9251-0>
- Haskins, K. E. (2015). Alternative perspectives on reintroduction success. *Animal Conservation*, *18*(5), 409–410. <https://doi.org/10.1111/acv.12241>
- Heywood, V. H. (2008). Challenges of in situ conservation of crop wild relatives. *Turkish Journal of Botany*, *32*(6), 421–432.

- Heywood, V. H. (2014). An overview of in situ conservation of plant species in the Mediterranean. *Flora Mediterranea*, 24, 5–24.
- Heywood, V., Shaw, K., Harvey-Brown, Y., & Smith, P. (2018). *BGCI and IABG's species recovery manual*. Botanic Gardens Conservation International.
- Hitchings, S. P., & Beebee, T. J. C. (1997). Genetic substructuring as a result of barriers to gene flow in urban *Rana temporaria* (common frog) populations: Implications for biodiversity conservation. *Heredity*, 79(2), 117–127. <https://doi.org/10.1038/hdy.1997.134>
- Hodge, W. H., & Erlanson, C. O. (1956). Federal plant introduction—A review. *Economic Botany*, 10(4), 299–334. <https://doi.org/10.1007/BF02859763>
- Hoegh-Guldberg, O., Hughes, L., McIntyre, S., Lindenmayer, D. B., Parmesan, C., Possingham, H. P., & Thomas, C. D. (2008). Ecology. Assisted colonization and rapid climate change. *Science (New York, NY)*, 321(5887), 345–346.
- Holl, K. D., & Hayes, G. F. (2006). Challenges to introducing and managing disturbance regimes for *Holocarpha macradenia*, an endangered annual grassland forb. *Conservation Biology*, 20(4), 1121–1131.
- Hubert, L., & KBAIER, R. (2019). *Les conservatoires botaniques nationaux: Bilan de l'organisation actuelle* (Gouvernemental No. 012365-P; p. 84). <https://www.vie-publique.fr/sites/default/files/rapport/pdf/272090.pdf>
- Hulme, P. E., Roy, D. B., Cunha, T., & Larsson, T.-B. (2009). A pan-European Inventory of Alien Species: Rationale, Implementation and Implications for Managing Biological Invasions. In *Handbook of Alien Species in Europe* (pp. 1–14). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8280-1_1
- Hunter, M. L., & Hutchinson, A. (1994). The Virtues and Shortcomings of Parochialism: Conserving Species That Are Locally Rare, but Globally Common. *Conservation Biology*, 8(4), 1163–1165. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08041163.x>
- Iacona, G. D., Sutherland, W. J., Mappin, B., Adams, V. M., Armsworth, P. R., Coleshaw, T., Cook, C., Craigie, I., Dicks, L. V., Fitzsimons, J. A., McGowan, J., Plumpton, A. J., Polak, T., Pullin, A. S., Ringma, J., Rushworth, I., Santangeli, A., Stewart, A., Tulloch, A., ... Possingham, H. P. (2018). Standardized reporting of the costs of management interventions for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 32(5), 979–988. <https://doi.org/10.1111/cobi.13195>
- Iftekhar, M. S., Polyakov, M., Ansell, D., Gibson, F., & Kay, G. M. (2017). How economics can further the success of ecological restoration: Economics and Ecological Restoration. *Conservation Biology*, 31(2), 261–268. <https://doi.org/10.1111/cobi.12778>
- IPCC. (2021). *IPCC, 2021: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In Press. (No. 6).*
- IUCN. (1998). *Lignes directrices de l'UICN relatives aux réintroductions. Préparées par le Groupe de spécialistes de la réintroduction de la commission de la Sauvegarde des espèces de l'UICN. UICN, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume Uni. 20 P. UICN.*

<https://www.iucn.org/fr/content/lignes-directrices-de-luicn-relatives-aux-reintroductions>

- IUCN-SSC. (2012). *LIGNES DIRECTRICES DEL 'UICNSUR LES REINTRODUCTIONS ET LES AUTRES TRANSFERTSAUX FINS DE LA SAUVEGARDE*.
- IUCN-SSC. (2013). *Guidelines for reintroductions and other conservation translocations*. <https://portals.iucn.org/library/node/10386>
- Julien, M., Colas, B., Muller, S., & Schatz, B. (2022). Quality assessment of mitigation translocation protocols for protected plants in France. *Journal of Environmental Management*, 302, 114064. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114064>
- Jusaitis, M. (2005). Translocation trials confirm specific factors affecting the establishment of three endangered plant species. *Ecological Management and Restoration*, 6(1), 61–67. <https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2005.00220.x>
- Jusaitis, M. (2011). Serendipity during long-term monitoring of translocation trials. *Australasian Plant Conservation: Journal of the Australian Network for Plant Conservation*. <https://search.informit.org/doi/abs/10.3316/informit.011299822787479>
- Kaye, T. N. (2008). Vital steps toward success of endangered plant reintroductions. *Native Plants Journal*, 9(3), 313–322. <https://doi.org/10.2979/NPJ.2008.9.3.313>
- Kiehl, K., & Pfadenhauer, J. (2007). Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. *Plant Ecology*, 189(1), 31–48. <https://doi.org/10.1007/s11258-006-9164-x>
- Kirchner, F., Robert, A., & Colas, B. (2006). Modelling the dynamics of introduced populations in the narrow-endemic *Centaurea corymbosa*: A demo-genetic integration. *Journal of Applied Ecology*, 43(5), 1011–1021. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01179.x>
- Kleiman, D. G., Reading, R. P., Miller, B. J., Clark, T. W., Scott, J. M., Robinson, J., Wallace, R. L., Cabin, R. J., & Felleman, F. (2000). Improving the Evaluation of Conservation Programs. *Conservation Biology*, 14(2), 356–365. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98553.x>
- Lacy, R. C. (2000). Considering Threats to the Viability of Small Populations Using Individual-Based Models. *Ecological Bulletins*, 48, 39–51.
- Larson, A., Wake, D. B., & Yanev, K. P. (1984). MEASURING GENE FLOW AMONG POPULATIONS HAVING HIGH LEVELS OF GENETIC FRAGMENTATION. *Genetics*, 106(2), 293–308.
- Lenoir, J., Gegout, J. C., Marquet, P. A., de Ruffray, P., & Brisse, H. (2008). A Significant Upward Shift in Plant Species Optimum Elevation During the 20th Century. *Science*, 320(5884), 1768–1771. <https://doi.org/10.1126/science.1156831>
- Lévêque, A., & Witté, I. (2019). *Les enjeux de biodiversité en France métropolitaine: Analyses croisées*.
- Lindenmayer, D. B., Wood, J. T., McBurney, L., MacGregor, C., Youngentob, K., & Banks, S. C. (2011). How to make a common species rare: A case against conservation complacency. *Biological Conservation*, 144(5), 1663–1672. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.02.022>
- Liu, H., Ren, H., Liu, Q., Wen, X., Maunder, M., & Gao, J. (2015). Translocation of threatened plants as a conservation measure in China: Plant Translocations in China. *Conservation Biology*, 29(6), 1537–1551. <https://doi.org/10.1111/cobi.12585>

- Mack, R. N., & Lonsdale, W. M. (2001). Humans as Global Plant Dispersers: Getting More Than We Bargained For. *BioScience*, 51(2), 95. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0095:HAGPDG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0095:HAGPDG]2.0.CO;2)
- Maschinski, J., & Duquesnel, J. (2007). Successful reintroductions of the endangered long-lived Sargent's cherry palm, *Pseudophoenix sargentii*, in the Florida Keys. *Biological Conservation*, 134(1), 122–129. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.07.012>
- Maschinski, J., Falk, D. A., Wright, S. J., Possley, J., Roncal, J., & Wendelberger, K. S. (2012). Optimal Locations for Plant Reintroductions in a Changing World. In J. Maschinski, K. E. Haskins, & P. H. Raven (Eds.), *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils* (pp. 109–129). Island Press/Center for Resource Economics. https://doi.org/10.5822/978-1-61091-183-2_7
- Maschinski, J., Haskins, K. E., & Raven, P. H. (2012). *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils*. Island Press.
- Maschinski, J., & Wright, S. J. (2006). Using ecological theory to plan restorations of the endangered Beach jacquemontia (Convolvulaceae) in fragmented habitats. *Journal for Nature Conservation*, 14(3), 180–189. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2006.05.003>
- Maunder, M. (1991). *Re-introduction news' to plant re-introductions*. <https://iucn-ctsg.org/project/re-introduction-news-november-1991/>
- Maunder, M. (1992). Plant reintroduction: An overview. *Biodiversity and Conservation*, 1(1), 51–61. <https://doi.org/10.1007/BF00700250>
- Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M., & Watson, J. E. M. (2016). Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature News*, 536(7615), 143. <https://doi.org/10.1038/536143a>
- McCann, L., Colby, B., Easter, K. W., Kasterine, A., & Kuperan, K. V. (2005). Transaction cost measurement for evaluating environmental policies. *Ecological Economics*, 52(4), 527–542. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.08.002>
- McDougall, K. L., & Morgan, J. W. (2005). Establishment of native grassland vegetation at Organ Pipes National Park near Melbourne, Victoria: Vegetation changes from 1989 to 2003. *Ecological Management & Restoration*, 6(1), 34–42.
- McLane, S. C., & Aitken, S. N. (2012). Whitebark pine (*Pinus albicaulis*) assisted migration potential: Testing establishment north of the species range. *Ecological Applications*, 22(1), 142–153. <https://doi.org/10.1890/11-0329.1>
- Meffe, G. K., & Viederman, S. (1995). *Combining science and policy in conservation biology*. Wiley, 6.
- Menges, E. S. (2008). Restoration demography and genetics of plants: When is a translocation successful? *Australian Journal of Botany*, 56(3), 187. <https://doi.org/10.1071/BT07173>
- Miller, R. M., Rodríguez, J. P., Aniskowicz-Fowler, T., Bambaradeniya, C., Boles, R., Eaton, M. A., Gärdenfors, U., Keller, V., Molur, S., Walker, S., & Pollock, C. (2007). National Threatened Species Listing Based on IUCN Criteria and Regional Guidelines: Current Status and Future Perspectives. *Conservation Biology*, 21(3), 684–696. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00656.x>
- Minteer, B. A., & Collins, J. P. (2010). Move it or lose it? The ecological ethics of relocating species under climate change. *Ecological Applications*, 20(7), 1801–1804. <https://doi.org/10.1890/10-0318.1>

- Mistretta, O., & White, S. D. (2001). Introducing two federally listed carbonate-endemic plants onto a disturbed site in the San Bernardino Mountains, California. *In: Maschinski, Joyce; Holter, Louella, Tech. Eds. Southwestern Rare and Endangered Plants: Proceedings of the Third Conference; 2000 September 25-28; Flagstaff, AZ. Proceedings RMRS-P-23. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. 20-26., 23, 20–26.*
- Monks, L., Coates, D., Bell, T., & Bowles, M. (2012). *Determining Success Criteria for Reintroductions of Threatened Long-Lived Plants.*
- Montalvo, A. M., & Ellstrand, N. C. (2000). Transplantation of the Subshrub *Lotus scoparius*: Testing the Home-Site Advantage Hypothesis. *Conservation Biology*, 14(4), 1034–1045. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99250.x>
- Mora, C., Metzger, R., Rollo, A., & Myers, R. A. (2007). Experimental simulations about the effects of overexploitation and habitat fragmentation on populations facing environmental warming. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1613), 1023–1028. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.0338>
- Mora, C., Tittensor, D. P., Adl, S., Simpson, A. G. B., & Worm, B. (2011). How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? *PLoS Biology*, 9(8), e1001127. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001127>
- Morgan, J. W. (2000). Reproductive Success in Reestablished versus Natural Populations of a Threatened Grassland Daisy (*Rutidosis leptorrhynchoides*). *Conservation Biology*, 14(3), 780–785. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98516.x>
- Morris, P. A. (1986). An introduction to reintroductions. *Mammal Review*, 16(2), 49–52. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.1986.tb00020.x>
- Naidoo, R., Balmford, A., Ferraro, P., Polasky, S., Ricketts, T., & Rouget, M. (2006). Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(12), 681–687. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.10.003>
- National Species Reintroduction Forum. (2014). *The Scottish Code for Conservation Translocations.* NatureScot. <https://www.nature.scot/scottish-code-conservation-translocations>
- Noël, F., Prati, D., van Kleunen, M., Gygax, A., Moser, D., & Fischer, M. (2011). Establishment success of 25 rare wetland species introduced into restored habitats is best predicted by ecological distance to source habitats. *Biological Conservation*, 144(1), 602–609. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.11.001>
- Olwell, P., Cully, A., Knight, P., & Brack, S. (1987). *Pediocactus knowltonii* recovery efforts.
- Osborne, P. E., & Seddon, P. J. (2012). Selecting suitable habitats for reintroductions: Variation, change and the role of species distribution modelling. *Reintroduction Biology: Integrating Science and Management*, 1.
- Panetta, A. M., Stanton, M. L., & Harte, J. (2018). Climate warming drives local extinction: Evidence from observation and experimentation. *Science Advances*, 4(2), eaaq1819. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaq1819>
- Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J. K., Thomas, C. D., Descimon, H., Huntley, B., Kaila, L., Kullberg, J., Tammaru, T., T Tennent, W. J., Thomas, J. A., & Warren, M. (1999). Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, 399(6736), 579–583. <https://doi.org/10.1038/21181>

- Pavlik, B. M. (1996). Defining and measuring success. *Restoring Diversity. Strategies for Reintroduction of Endangered Plants*, 127–156.
- Piazza, C., Hugot, L., Richard, F., & Schatz, B. (2011). Bilan des opérations de conservation in situ réalisées entre 1987 et 2004 en Corse: Quelles leçons pour demain? *Ecologia Mediterranea*, 37, 7–16.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., & Morrison, D. (2000). Environmental and Economic Costs of Nonindigenous Species in the United States. *BioScience*, 50(1), 53–65. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0053:EAECON\]2.3.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0053:EAECON]2.3.CO;2)
- Prober, S. M., Doerr, V. A. J., Broadhurst, L. M., Williams, K. J., & Dickson, F. (2019). Shifting the conservation paradigm: A synthesis of options for renovating nature under climate change. *Ecological Monographs*, 89(1), e01333. <https://doi.org/10.1002/ecm.1333>
- Reading, R. P., Clark, T. W., & Griffith, B. (1997). The influence of valuational and organizational considerations on the success of rare species translocations. *Biological Conservation*, 79(2–3), 217–225. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(96\)00105-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00105-X)
- Reading, R. P., Clark, T. W., & Kellert, S. R. (2002). *Towards an endangered species reintroduction paradigm*.
- Reich, P. B., Sendall, K. M., Rice, K., Rich, R. L., Stefanski, A., Hobbie, S. E., & Montgomery, R. A. (2015). Geographic range predicts photosynthetic and growth response to warming in co-occurring tree species. *Nature Climate Change*, 5(2), 148–152. <https://doi.org/10.1038/nclimate2497>
- Riba, M., Mignot, A., Fréville, H., Colas, B., Imbert, E., Vile, D., Virevaire, M., & Olivieri, I. (2005). Variation in Dispersal Traits in a Narrow-endemic Plant Species, *Centaurea corymbosa* Pourret. (Asteraceae). *Evolutionary Ecology*, 19(3), 241–254. <https://doi.org/10.1007/s10682-005-0913-4>
- Ricciardi, A., & Simberloff, D. (2009). Assisted colonization is not a viable conservation strategy. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(5), 248–253. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.12.006>
- Rich, T. C. G., Gibson, C., & Marsden, M. (1999). Re-establishment of the extinct native plant *Filago gallica* L.(Asteraceae), narrow-leaved cudweed, in Britain. *Biological Conservation*, 91(1), 1–8. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00046-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00046-4)
- Richardson, D. M., Hellmann, J. J., McLachlan, J. S., Sax, D. F., Schwartz, M. W., Gonzalez, P., Brennan, E. J., Camacho, A., Root, T. L., Sala, O. E., Schneider, S. H., Ashe, D. M., Clark, J. R., Early, R., Etterson, J. R., Fielder, E. D., Gill, J. L., Minter, B. A., Polasky, S., ... Vellend, M. (2009). Multidimensional evaluation of managed relocation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(24), 9721–9724. <https://doi.org/10.1073/pnas.0902327106>
- Robert, A., Colas, B., Guigon, I., Kerbirou, C., Mihoub, J.-B., Saint-Jalme, M., & Sarrazin, F. (2015). Defining reintroduction success using IUCN criteria for threatened species: A demographic assessment: Reintroduction success and IUCN criteria. *Animal Conservation*, 18(5), 397–406. <https://doi.org/10.1111/acv.12188>
- Rodrigues, A., Pilgrim, J., Lamoreux, J., Hoffmann, M., & Brooks, T. (2006). The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(2), 71–76. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.10.010>

- Rodrigues, A. S. L., & Gaston, K. J. (2002). Rarity and Conservation Planning across Geopolitical Units. *Conservation Biology*, 16(3), 674–682. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00455.x>
- Rooij, S. A. M. van, Baveco, J. M., Bugter, R. J. F., Eupen, M. van, Opdam, P. F. M., Steingröver, E. G., Taylor, S., & Steenwijk, H. van. (2007). *Adaptation of the landscape for biodiversity to climate change: Terrestrial case studies Limburg (NL), Kent and Hampshire (UK)* (No. 1543; p.). Alterra [etc.]. <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/367695>
- Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A. J., Hilton-Taylor, C., Neugarten, R., Butchart, S. H. M., Collen, B., Cox, N., Master, L. L., O'Connor, S., & Wilkie, D. (2008). A Standard Lexicon for Biodiversity Conservation: Unified Classifications of Threats and Actions: *Classifications of Threats & Actions*. *Conservation Biology*, 22(4), 897–911. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00937.x>
- Sansilvestri, R., Frascaria-Lacoste, N., & Fernández-Manjarrés, J. F. (2015). Reconstructing a deconstructed concept: Policy tools for implementing assisted migration for species and ecosystem management. *Environmental Science & Policy*, 51, 192–201. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.04.005>
- Sarrazin, F. (2007). *A demographic frame for reintroductions*. BioOne.
- Sarrazin, F., & Barbault, R. (1996). *Reintroduction: Challenges and lessons for basic ecology*. Cambridge University Press, 5.
- Schatz, B., Gauthier, P., Debussche, M., & Thompson, J. D. (2014). A decision tool for listing species for protection on different geographic scales and administrative levels. *Journal for Nature Conservation*, 22(1), 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2013.09.003>
- Scheffers, B. R., De Meester, L., Bridge, T. C. L., Hoffmann, A. A., Pandolfi, J. M., Corlett, R. T., Butchart, S. H. M., Pearce-Kelly, P., Kovacs, K. M., Dudgeon, D., Pacifici, M., Rondinini, C., Foden, W. B., Martin, T. G., Mora, C., Bickford, D., & Watson, J. E. M. (2016). The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. *Science*, 354(6313), aaf7671. <https://doi.org/10.1126/science.aaf7671>
- Schwartz, M. (2005). *Conservationists Should Not Move Torreya taxifolia*. 4.
- Schwartz, M. W. (2003). Assessing Population Viability in Long-Lived Plants. In C. A. Brigham & M. W. Schwartz (Eds.), *Population Viability in Plants: Conservation, Management, and Modeling of Rare Plants* (pp. 239–266). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-662-09389-4_9
- Seddon, P. J. (1999). Persistence without intervention: Assessing success in wildlife reintroductions. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(12), 503. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01720-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01720-6)
- Seddon, P. J. (2015). Using the IUCN Red List criteria to assess reintroduction success. *Animal Conservation*, 18(5), 407–408. <https://doi.org/10.1111/acv.12239>
- Seddon, P. J., Armstrong, D. P., & Maloney, R. F. (2007). Developing the Science of Reintroduction Biology. *Conservation Biology*, 21(2), 303–312. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00627.x>
- Seddon, P. J., Griffiths, C. J., Soorae, P. S., & Armstrong, D. P. (2014). Reversing defaunation: Restoring species in a changing world. *Science*, 345(6195), 406–412. <https://doi.org/10.1126/science.1251818>

- Seddon, P. J., Moro, D., Mitchell, N. J., Chauvenet, A. L., & Mawson, P. R. (2015). Proactive conservation or planned invasion? Past, current and future use of assisted colonisation. *Advances in Reintroduction Biology of Australian and New Zealand Fauna*, 105.
- Seddon, P. J., Soorae, P. S., & Launay, F. (2005). Taxonomic bias in reintroduction projects. *Animal Conservation*, 8(1), 51–58. <https://doi.org/10.1017/S1367943004001799>
- Shier, D. M. (2015). Developing a standard for evaluating reintroduction success using IUCN Red List indices. *Animal Conservation*, 18(5), 411–412. <https://doi.org/10.1111/acv.12242>
- Silcock, J. L., Simmons, C. L., Monks, L., Dillon, R., Reiter, N., Jusaitis, M., Vesk, P. A., Byrne, M., & Coates, D. J. (2019). Threatened plant translocation in Australia: A review. *Biological Conservation*, 236, 211–222. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.002>
- Silva, J. P., & Kommission, G. U. E. (2011). *LIFE preventing species extinction: Safeguarding endangered flora and fauna through ex-situ conservation*. Publ. Office of the European Union.
- Simberloff, D., & Von Holle, B. (1999). Positive Interactions of Nonindigenous Species: Invasional Meltdown? *Biological Invasions*, 1(1), 21–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010086329619>
- Sivinski, P. R. (2008). *Knowlton's Cactus/Pediocactus knowltonii*.
- Skikne, S. A., Borker, A. L., Terrill, R. S., & Zavaleta, E. (2020). Predictors of past avian translocation outcomes inform feasibility of future efforts under climate change. *Biological Conservation*, 247, 108597. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108597>
- Soorae, P. S. (2010). GLOBAL RE-INTRODUCTION PERSPECTIVES: Additional case-studies from around the globe. *IUCN/SSC Re-Introduction Specialist Group, Abu Dhabi, UAE, Xii*.
- Soorae, P. S. (2021). *Global conservation translocation perspectives: 2021. Case studies from around the globe*. by: IUCN SSC Conservation Translocation Specialist Group, Environment Agency
- Soorae, Pritpal. S. (Ed.). (2018). *Global reintroduction perspectives: 2018. Case studies from around the globe* (6th ed.). IUCN, International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2018.08.en>
- Sordello, R., Herard K., Coste S., Conruyt-rogeon G., & Tourout J. (2014). *Le changement climatique et les réseaux écologiques: Point sur la connaissance et pistes de développement*. http://www.trameverteetbleue.fr/sites/default/files/141016_-_changement_climatique_mnhn-spn.pdf
- Soulé, M. E. (1985). What is conservation biology? *BioScience*, 35(11), 727–734.
- Spencer, C., McClelland, B., & Stanford, J. (1991). *SHRIMP STOCKING, SALMON COLLAPSE, AND EAGLE DISPLACEMENT*. <https://doi.org/10.2307/1311536>
- Stahl, P., Vandel, J. m., Herrenschmidt, V., & Migot, P. (2001). Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: Long-term trend and spatial variability. *Journal of Applied Ecology*, 38(3), 674–687. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00625.x>

- Stringer, A. P., & Gaywood, M. J. (2016). The impacts of beavers *Castor* spp. On biodiversity and the ecological basis for their reintroduction to Scotland, UK. *Mammal Review*, 46(4), 270–283. <https://doi.org/10.1111/mam.12068>
- Sutherland, W. J., Armstrong, D., Butchart, S. H. M., Earnhardt, J. M., Ewen, J., Jamieson, I., Jones, C. G., Lee, R., Newbery, P., Nichols, J. D., Parker, K. A., Sarrazin, F., Seddon, P. J., Shah, N., & Tatayah, V. (2010). Standards for documenting and monitoring bird reintroduction projects. *Conservation Letters*, 3(4), 229–235. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00113.x>
- Swan, K. D., Lloyd, N. A., & Moehrensclager, A. (2018). Projecting further increases in conservation translocations: A Canadian case study. *Biological Conservation*, 228, 175–182. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.10.026>
- Swan, K. D., McPherson, J. M., Seddon, P. J., & Moehrensclager, A. (2016). Managing Marine Biodiversity: The Rising Diversity and Prevalence of Marine Conservation Translocations. *Conservation Letters*, 9(4), 239–251. <https://doi.org/10.1111/conl.12217>
- Tabarelli, M., Mantovani, W., & Peres, C. A. (1999). Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 91(2), 119–127. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00085-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00085-3)
- TEREO. (2018). *TEREO - 2018—Suivi 2018 des opérations de translocation—Dianthus superbis—Clarafond-Arcine*.
- Thévenin, C., Mouchet, M., Robert, A., Kerbiriou, C., & Sarrazin, F. (2018). Reintroductions of birds and mammals involve evolutionarily distinct species at the regional scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(13), 3404–3409. <https://doi.org/10.1073/pnas.1714599115>
- Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N., de Siqueira, M. F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A. S., Midgley, G. F., Miles, L., Ortega-Huerta, M. A., Peterson, A. T., Phillips, O. L., & Williams, S. E. (2004). *Extinction risk from climate change*. 427, 6.
- Travis, J. M. J., Delgado, M., Bocedi, G., Baguette, M., Bartoń, K., Bonte, D., Boulangeat, I., Hodgson, J. A., Kubisch, A., Penteriani, V., Saastamoinen, M., Stevens, V. M., & Bullock, J. M. (2013). Dispersal and species' responses to climate change. *Oikos*, 122(11), 1532–1540. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.00399.x>
- UICN France, FCBN, & AFB & MNHN. (2018). *La Liste rouge des espèces menacées en France: Flore vasculaire de France métropolitaine*. <https://uicn.fr/wp-content/uploads/2019/01/liste-rouge-de-la-flore-vasculaire-de-france-metropolitaine.pdf>
- Vazquez, L.-B., Rodríguez, P., & Arita, H. T. (2008). Conservation planning in a subdivided world. *Biodiversity and Conservation*, 17(6), 1367–1377. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9320-9>
- Vilà, C., Sundqvist, A.-K., Flagstad, ystein, Seddon, J., rnerfeldt, S. B., Kojola, I., Casulli, A., Sand, H., Wabakken, P., & Ellegren, H. (2003). Rescue of a severely bottlenecked wolf (*Canis lupus*) population by a single immigrant. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2184>

- Vitt, P., Havens, K., Kramer, A. T., Sollenberger, D., & Yates, E. (2010). Assisted migration of plants: Changes in latitudes, changes in attitudes. *Biological Conservation*, 143(1), 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.08.015>
- Volis Sergei. (2017). *Complementarities of two existing intermediate conservation approaches / Elsevier Enhanced Reader*. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2017.10.005>
- Weeks, A. R., Sgro, C. M., Young, A. G., Frankham, R., Mitchell, N. J., Miller, K. A., Byrne, M., Coates, D. J., Eldridge, M. D. B., Sunnucks, P., Breed, M. F., James, E. A., & Hoffmann, A. A. (2011). Assessing the benefits and risks of translocations in changing environments: A genetic perspective: Translocations in changing environments. *Evolutionary Applications*, 4(6), 709–725. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2011.00192.x>
- Weise, F. J., Stratford, K. J., & van Vuuren, R. J. (2014). Financial Costs of Large Carnivore Translocations – Accounting for Conservation. *PLoS ONE*, 9(8), e105042. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105042>
- Wilcove, D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., & Losos, E. (1998). Quantifying Threats to Imperiled Species in the United States. *BioScience*, 48(8), 607–615. <https://doi.org/10.2307/1313420>
- Willis, S. G., Hill, J. K., Thomas, C. D., Roy, D. B., Fox, R., Blakeley, D. S., & Huntley, B. (2009). Assisted colonization in a changing climate: A test-study using two U.K. butterflies. *Conservation Letters*, 2(1), 46–52. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2008.00043.x>
- Wong, C., Canada, Environment Canada, & Canadian Councils of Resource Ministers. (2012). *Guidance for the preparation of ESTR products—Classifying threats to biodiversity*. Canadian Councils of Resource Ministers. http://epe.lac-bac.gc.ca/100/201/301/weekly_checklist/2012/internet/w12-10-U-E.html/collections/collection_2012/ec/En14-43-2-2012-eng.pdf
- Yiming, L., & Wilcove, D. S. (2005). Threats to Vertebrate Species in China and the United States. *BioScience*, 55(2), 147. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0147:TTVSIC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0147:TTVSIC]2.0.CO;2)
- Zaninetti, J.-M. (2006). L'urbanisation du littoral en France. *Population Avenir*, n° 677(2), 4–8.

Discussion générale et conclusion

1. Synthèse des résultats de la thèse

Les translocations de conservation sont de plus en plus couramment mises en œuvre pour réduire les impacts des activités humaines sur la biodiversité alors que cet outil de conservation n'est pas encore totalement maîtrisé. En effet, si les revues de la littérature montrent que certains programmes ont apporté une contribution significative à l'état de conservation de nombreuses espèces (Seddon et al., 2014), de nombreuses autres tentatives de translocation échouent encore à établir des populations viables (Dalrymple et al., 2012; Fischer & Lindenmayer, 2000; Griffith et al., 1989a; Silcock et al., 2019).

A travers une approche interdisciplinaire, nous avons abordé dans cette thèse différents aspects des translocations végétales. Nous abordons leurs aspects écologiques mais aussi socio-économiques, aspects très peu ou pas du tout pris en compte lors des évaluations des translocations malgré les appels à une approche interdisciplinaire dans ce cadre (Fischer & Lindenmayer, 2000; IUCN-SSC, 2013; Reading et al., 1997). L'objectif de la thèse était de discuter de la pertinence des translocations végétales en termes de conservation de la biodiversité et au final d'identifier des leviers sur lesquels on pourrait agir afin d'en améliorer la pratique et l'évaluation.

Dans le chapitre 1, nous avons comparé, dans une étude qui est à notre connaissance la première de ce type, les emplacements géographiques et les conditions climatiques de 638 paires de sites d'origine et d'accueil de translocations végétales (soit 280 taxons) visant à obtenir des populations viables dans le Paléarctique occidental (Europe et bassin méditerranéen) au cours des dernières décennies. Les sites de translocations sont situés à des distances allant de 0 km à 641 km par rapport aux sites d'origine, avec une majorité de

translocations situées à moins de 25 km, sans préférence d'orientation cardinale ou altitudinale. En revanche, nous avons trouvé que les sites d'accueil étaient très légèrement, mais significativement, plus frais que les sites d'origine. On peut donc affirmer que les translocations passées ont été plus souvent réalisées vers des sites où les effets du réchauffement climatique sur les espèces sont limités plutôt qu'amplifiés. Mais ce résultat n'est pas issu d'une stratégie claire et généralisée d'anticipation du changement climatique. Il semble plus être la conséquence d'évitements ponctuels de sites trop chauds ou trop secs, une pente trop exposée au sud par exemple, sans que les changements climatiques en cours ou futurs soient explicitement invoqués. Pour les translocations à courtes distances géographiques (< 50km), la différence climatique entre les sites d'accueil et d'origine est plus faible par rapport à des sites qui auraient été choisis aléatoirement, contrairement aux longues distances (> 50 km) pour lesquelles la différence climatique entre les sites d'origine et d'accueil réels n'est pas plus petite par rapport aux sites d'accueil choisis aléatoirement (comme précédemment). Ce résultat était inattendu dans la mesure où nous considérons que le choix d'un habitat convenable est fondamental particulièrement pour les translocations sur des longues distances. Par conséquent, il est difficile de faire une interprétation convaincante de ce résultat et ce, pour plusieurs raisons. En effet, sur une zone géographique réduite de quelques kilomètres, on peut avoir une forte hétérogénéité du paysage avec des conditions climatiques très différentes d'un site à un autre dans ce territoire. De même, sur un vaste territoire géographique, le paysage peut présenter une grande homogénéité avec des conditions climatiques très peu différentes voire identiques sur l'ensemble du territoire. On sait par exemple, que deux sites côtiers même éloignés géographiquement de plusieurs dizaines de kilomètres sont très probablement plus proches en termes de conditions climatiques qu'un site côtier avec un site en montagne distants de quelques kilomètres. Enfin, le choix du site d'accueil peut avoir été guidé par des critères autres que la proximité climatique avec le site d'origine (e.g, la texture du sol, la couverture végétale) et

tomber sur un habitat favorable avec des conditions climatiques proches de ceux du site d'origine.

Le chapitre 2 a permis de mettre en évidence des résultats contrastés concernant les statuts de conservation et de protection des 192 espèces transloquées présentes dans notre base de données. D'une part, à l'échelle nationale, nous avons trouvé que seulement un tiers et un quart des espèces transloquées sont respectivement protégées ou menacées. A l'échelle régionale, parmi les espèces transloquées nous avons respectivement 64% et 35% d'espèces protégées et menacées. L'existence de listes rouges et de listes d'espèces protégées, aux échelles nationales et régionales, ne facilitent pas la lecture des priorités en matière de conservation. Cependant, on peut penser que les acteurs des translocations pourraient avoir des réserves à transloquer certaines espèces menacées ou protégées en raison du manque de connaissances sur la biologie ou l'écologie de ces espèces. De plus, les listes régionales, produites de façon indépendante n'englobent qu'une partie de l'aire de repartition géographique de la plupart des espèces et, de ce fait entraînent l'inscription répétitive d'espèces sur des listes différentes. Il y a par exemple un grand nombre d'espèces qu'on retrouve protégées dans plusieurs régions de France, ce qui contraste avec un nombre relativement faible d'espèces figurant sur la liste nationale d'espèces protégées (voir Gauthier et al., 2009; Schatz et al., 2014). La planification des actions de conservation au niveau des unités administratives intégrées (entre 2 régions frontalières ayant en commun d'être dans l'aire de distribution d'une espèce par exemple) pourrait être plus bénéfiques en termes de conservation (Rodrigues & Gaston, 2002; Vazquez et al., 2008), et économiquement plus rentable que la somme de programmes à l'échelle de chaque région.

S'agissant des menaces ayant conduit aux translocations des populations que nous avons étudiées, nos résultats indiquent qu'il s'agit principalement de menaces conduisant à la perte ou à la dégradation des habitats (liés à la modification de systèmes naturels, au transport,

à la production d'énergie, ou au développement résidentiel et commercial) mais avec des différences significatives entre les translocations règlementaires et volontaires. En effet, les translocations règlementaires répondaient à des menaces qui sont principalement le développement d'infrastructures routières et le développement commercial et résidentiel, alors que les translocations volontaires répondaient à des menaces comme la perturbation humaine, les modifications de systèmes naturels et les espèces exotiques envahissantes. Les translocations volontaires sont globalement plus nombreuses que les translocations règlementaires, même si des disparités régionales existent. Les espèces situées dans les régions près des côtes sont les plus exposées aux effets des activités anthropiques, qu'il s'agisse des perturbations liées à la forte fréquentation pendant les saisons touristiques ou à l'aménagement de ces territoires pour accueillir la masse croissante de touristes qui se retrouvent dans ces zones. Par ailleurs, le changement climatique est très rarement voire pas du tout évoqué parmi les menaces qui ont conduit aux translocations que nous avons étudiées, même s'il est difficile de faire la part des choses entre une menace qui agit indépendamment d'autres menaces et celle qui agit en interaction avec d'autres facteurs de menaces sur les espèces.

Dans le chapitre trois, nous approfondissons les connaissances sur le réseau des acteurs impliqués dans les translocations végétales en France ainsi que leurs interactions. Nous estimons également le coût économique des translocations. Ce travail, qui porte sur 34 opérations de translocations, nous a permis de montrer que ce n'est pas la réalisation de la translocation en elle-même mais les phases en amont et en aval de la translocation qui sont les plus coûteuses car elles nécessitent une forte mobilisation de connaissances et de technicité, donc d'acteurs différents, et de temps.

Pendant la phase de préparation, les coûts sont principalement liés au montage complexe et chronophage des demandes de dérogation et à la mise en place du protocole (collecte de graines, propagation, production en pépinière). Une fois l'opération réalisée, le suivi

démographique représente une part importante du coût total. Par ailleurs, nous montrons que, au moins au niveau des CBN, l'attention portée aux opérations de translocation est indépendante du contexte dans le quel elles sont réalisées puisque les moyens financiers alloués aux translocations ne diffèrent pas selon que ces dernières soient volontaires ou règlementaires. En effet, au niveau des CBN le coût économique ne semble pas être le facteur déterminant dans la conduite ou non des translocations. Par contre la source de financement peut constituer un obstacle pour les translocations volontaires que les CBN ne pourront pas réaliser s'ils n'ont pas les fonds nécessaires, contrairement aux translocations règlementaires qui sont, quant à elles entièrement financées par les promoteurs des projets de développement.

Nous avons trouvé qu'en moyenne les acteurs suivaient les populations transloquées jusqu'à quatre ans après les translocations (qu'elles soient volontaires ou règlementaires), ce qui peut être considéré comme très court, même s'il y a des programmes pour les quelles les suivis s'étendent au-delà de la période à laquelle nous avons réalisé nos enquêtes. Les recommandations sur la durée du suivi post-translocation sont de 10 ans au minimum pour les plantes annuelles et plusieurs décennies (le plus souvent 30 ans) pour les plantes vivaces, un suivi de courte durée ne permettant pas d'obtenir des informations suffisantes sur l'établissement des populations (Drayton & Primack, 2012; Jusaitis, 2011). En France, les services des DREAL, en plus d'être en charge d'instruire les dossiers de dérogation, sont en charge du contrôle de la mise en œuvre et du suivi des translocations. Le manque de personnel suffisant au sein des DREAL est l'une des raisons évoquées pour expliquer leur incapacité à contrôler effectivement les suivis et s'assurer de leur bonne exécution. Ce manque de retours d'expérience sur certaines translocations réalisées expliquerait également la réticence ou l'incapacité des acteurs interrogés à donner un avis, sinon des avis mitigés sur l'efficacité du principe des translocations.

2. Un décalage entre les préconisations scientifiques pour faire face au changement climatique et la pratique des translocations conservatoires

Dans la première partie de cette thèse (chapitre 1), nous avons montré que le changement climatique ne semble pas avoir été une considération majeure dans le choix des sites d'accueil pour les translocations végétales dans le Paléarctique occidental. L'objectif était principalement de trouver un habitat approprié, idéalement à proximité de la population d'origine (sauvage) du matériel biologique et/ou dans l'aire de répartition de l'espèce comme recommandé dans les directives de l'UICN (IUCN-SSC, 2013). Outre les considérations écologiques telles que l'effectif de la population transloquée dans le site d'accueil ou la compatibilité de l'habitat avec les exigences biotiques et abiotiques de l'espèce, le choix d'un site d'accueil dépend également d'autres aspects notamment socio-économiques et réglementaires que nous n'avons pas pris en compte dans le chapitre 1. Comme nous l'avons dit dans le chapitre 1, l'accès au foncier, par exemple est un facteur important qui dépend du statut public ou privé de l'espace, de la volonté des propriétaires de vendre cet espace ou d'accepter d'accueillir une espèce sur leur site. Le statut de protection ou non du site, son usage, son évolution probable dans le futur sont autant de paramètres qui peuvent rendre le choix du site d'accueil difficile, sujet complexe qui va au-delà du cadre de cette thèse. Une étude détaillée sur ce sujet conduite par Fiedler et Laven (1996) (cité par Guerrant Jr & Kaye, (2007) décrit quatre classes de critères de sélection du site de réintroduction qu'il pourrait être intéressant de mobiliser : physiques (propriétés géomorphologiques, types de sol etc.), biologiques (les exigences biotiques et abiotiques de l'espèce), logistiques (propriété et gestion du site) et historiques (présence historique de l'espèce sur le site).

Par ailleurs, dans les lignes directrices de l'UICN, il est reconnu que les conditions biotiques et abiotiques qui constituent l'habitat d'une espèce varient et/ou varieront dans le temps et dans l'espace. En conséquence, l'aire de répartition historique peut ne plus remplir les

exigences d'un habitat adapté à l'espèce en raison par exemple d'un changement d'utilisation des sols ou de la fragmentation des habitats associés (Osborne & Seddon, 2012). De plus, les effets du changement climatique sur la distribution des espèces, notamment leur déplacement en direction des pôles ou vers les hautes altitudes, ont été largement documentés (Lenoir et al., 2008; Parmesan et al., 1999; Thomas et al., 2004). En comparant la distribution altitudinale (0 à 2600 m au-dessus de la mer) de 171 espèces de plantes forestières d'Europe occidentale entre 1905 et 1985 et de 1986 à 2005, Lenoir et al. (2010) ont montré que le changement climatique avait entraîné une augmentation significative de l'altitude des espèces d'environ 29 m en moyenne par décennie. Cette augmentation est plus grande pour les espèces montagnardes et les herbacées avec des renouvellements de populations plus rapides (Lenoir et al., 2008). Dans une autre étude sur 35 espèces de papillons non migrateurs d'Europe, Parmesan et al., (1999) montrent qu'au cours du siècle dernier, l'aire de répartition s'est déplacée de 35 à 240 km vers le nord pour 63% de ces espèces contre 3% des espèces vers le sud. Cependant, la fragmentation des habitats constitue un obstacle majeur au déplacement des aires de répartition de beaucoup d'espèces, en particulier chez les plantes (Tabarelli et al., 1999).

Dans un contexte de changement climatique, le choix du site d'accueil est d'autant plus complexe qu'il faut prendre en compte les futures conditions du site d'accueil. De plus, les sites susceptibles d'être appropriés pour les espèces peuvent ne pas être situés dans leur aire de distribution connue. Il faut donc trouver un équilibre entre les projections climatiques futures du site, la disponibilité de l'habitat et la présence (ou l'absence) de pollinisateurs ou encore d'herbivores (Commander et al., 2018). L'ensemble de ces dimensions sont autant de freins qui limitent la disponibilité des sites d'accueils, compromettant ainsi la possibilité pour les acteurs des translocations de prendre en compte les prévisions du changement climatique (Fahsel, 2007).

En l'absence de pratiques alternatives de rétablissement des espèces et à cause de la pression foncière qui peut limiter l'accès à des sites pertinents pour les translocations, le déplacement volontaire des espèces en dehors de leur aire de répartition connue, là où les conditions environnementales seront favorables dans le futur, est souvent envisagée comme une option réaliste (IUCN-SSC, 2013; Seddon et al., 2015). Cette intervention est connue sous le nom de « colonisation assistée » (Assisted colonisation en Anglais, IUCN-SSC, 2013). Le principal avantage de la colonisation assistée serait de prévenir l'extinction des espèces et de protéger la biodiversité, en particulier les espèces dont les traits d'histoire de vie les rendent vulnérables au changement climatique (e.g., faible capacité de dispersion, faible fécondité), ou bien les espèces dont l'habitat de préférence est distribué de manière discontinue dans le paysage (Willis et al., 2009). Des essais de translocation sur de longues distances sont déjà en cours en Amérique du Nord, avec des plantations expérimentales de *Pinus albicaulis* (Pin à écorce blanche). Ces expérimentations ont permis de constater que l'espèce pourrait s'établir sur des sites identifiés comme appropriés à l'aide des modèles de distribution des espèces (SDM), et situés à des centaines de kilomètres au nord de la limite actuelle de l'aire de répartition (McLane & Aitken, 2012). Par contre, dans une analyse des translocations d'oiseaux, Skikne et al., (2020) proposent des translocations séquentielles à plus courte distance en réponse au changement climatique, car les translocations à plus longue distance réduisent la survie annuelle des oiseaux.

Outre son inclusion récente dans les directives de l'UICN (IUCN-SSC, 2013), la colonisation assistée est graduellement intégrée dans les grands objectifs des politiques publiques de diverses institutions et pays, sans toutefois faire l'objet de programmes structurés avec des méthodes et financement dédiés (Sansilvestri et al., 2015). C'est le cas par exemple de l'Ecosse (Brooker et al., 2011), de l'Australie (NCCARF [National Climate Change Adaptation Research Facility], 1990, cité par Sansilvestri et al., (2015)), du programme LIFE de l'Union

Européenne (Silva et al., 2011) et du Canada à travers le règlement canadien sur la plantation de semences forestières en Ontario (Eskelin et al., 2011).

La colonisation assistée soulève des questions éthiques (Albrecht et al., 2012; Minter & Collins, 2010), de faisabilité technique (Hoegh-Guldberg et al., 2008; Richardson et al., 2009) ainsi que sur les conséquences négatives potentielles sur les communautés et le fonctionnement des écosystèmes au niveau des sites d'accueil (Ricciardi & Simberloff, 2009), et elle constitue une évolution très discutée du champ des translocations. Parmi les risques associés à la colonisation assistée, il y a la possibilité que les espèces introduites deviennent invasives avec des conséquences négatives sur le fonctionnement de l'écosystème d'accueil, des dommages à l'environnement et éventuellement sur le bien-être des Humains (Hulme et al., 2009; Ricciardi & Simberloff, 2009). Le rat musqué (*Ondatra zibethicus*) et le ragondin (*Myocastor coypus*), tous deux introduits par l'industrie européenne de la fourrure, ont contribué en creusant autour des berges de rivières à les endommager, ce qui a fortement augmenté le risque et la gravité des inondations dans de nombreux pays d'Europe centrale et méridionale (Hulme et al., 2009). Le contact avec les pollens de la plante annuelle Ambroisie à feuilles d'armoise (*Ambrosia artemisiifolia*) qui est une espèce invasive peut causer de l'asthme et le rhume des foins chez l'Homme.

La question qui se pose est de savoir quel est le futur pour les translocations en général et la colonisation assistée en particulier. Dans le contexte actuel de combinaisons entre plusieurs facteurs de déclin de la biodiversité, à savoir le changement climatique et une destruction et/ou fragmentation progressive des habitats, il est fort probable que les translocations de conservation seront de plus en plus pertinentes. Les conséquences de la colonisation assistée sur l'équilibre au sein du site d'accueil étant difficiles à prévoir, le principe de précaution voudrait que la translocation soit considérée en dernier recours pour restaurer des populations naturelles. Quelle que soit l'opinion retenue sur la colonisation assistée, avant d'y recourir il est

essentiel que le choix du site d'accueil soit précédé d'une évaluation rigoureuse des changements futurs dans la distribution des espèces. Pour cela, l'intégration des modèles de distribution des espèces dans les plans de translocations constituerait une option (Brooker et al., 2018), sans négliger les limites que présentent les modèles, notamment les limites liées à la prise en compte de la dispersion des espèces, ou à la validité statistique des relations entre les variables climatiques et la distribution des espèces dans les modèles (Beale et al., 2008; Gimona et al., 2015; Travis et al., 2013).

Les translocations que nous avons étudiées ont été conduites par des acteurs résolus à trouver les conditions écologiques les plus appropriées possibles permettant d'atteindre l'objectif de viabilité des populations transloquées. Le changement climatique est un facteur important à prendre en compte dans le choix du site d'accueil, autant que les autres facteurs tels que l'humidité du sol, la gestion du site, les contraintes règlementaires, administratives, économiques, etc. Comme dit plus haut, bien que les sites de translocation soient significativement situés dans des endroits plus frais que les sites d'origine, le changement climatique ne semble pas avoir été une considération majeure dans le choix des sites. Pour les futures translocations, il serait probablement souhaitable de mieux prendre en compte le changement climatique à l'aide des modélisations entièrement intégrées qui combinent l'adéquation climatique, la disponibilité de l'habitat, la dynamique des populations et des modélisations des mécanismes de dispersion des espèces (Seddon, 2015; Travis et al., 2013).

3. Les translocations végétales comme moyen de conservation de la biodiversité

La conservation de la biodiversité passe par la mise en œuvre de politiques et d'actions de conservation avec des ressources souvent limitées (Balmford et al., 2005) et implique une priorisation des espèces ou actions. Dans le chapitre 2, nous avons observé que dans de

nombreux cas, les translocations sont réalisées pour des espèces qui ne sont pas menacées (au sens de l'UICN, 25%), ou protégées à l'échelle nationale (65%). Par contre, même si 65% des espèces transloquées ne sont pas menacées dans les régions de translocation, 64% y sont protégées. On observe donc une priorisation liée à des enjeux de conservation locaux (protection régionale). Certes, les listes rouges d'espèces menacées et d'espèces protégées à l'échelle des régions, en plus de celles à l'échelle nationale, fournissent des informations indispensables concernant les décisions de conservation (Rodrigues et al., 2006), mais elles peuvent être remises en question. Les listes régionales sont produites de façon indépendantes (Schatz et al., 2014) et ne permettent pas forcément de prendre suffisamment en compte les réalités de l'aire de distribution des espèces qui vont au-delà des limites territoriales des régions. Par conséquent, le nombre d'espèces dans les listes régionales est surreprésenté par rapport à celles qui sont protégées à l'échelle nationale. Pour autant, on ne peut pas non plus exclure que le fait de mettre l'accent sur des espèces présentant des enjeux au niveau de la région de translocation plutôt que celles à enjeu national pourrait avoir un avantage pour la conservation. Il est vrai que diriger les efforts de conservation vers les espèces à enjeu à l'échelle des régions, mais communes à l'échelle nationale, pourrait servir de mesure de prévention. La mise en place précoce des actions de conservation peut être plus efficace que des actions entreprises pour la sauvegarde lorsque l'espèce elle-même (considérant l'ensemble de son aire de répartition) est menacée (Lindenmayer et al., 2011).

Comment expliquer la faible proportion des espèces transloquées parmi celles qui sont menacées aux échelles nationale et régionale ou protégées à l'échelle nationale ? On peut penser que les acteurs de la conservation choisissent de privilégier d'autres actions de conservation comme la protection ou la gestion continue de l'habitat restant par exemple au lieu de transloquer des espèces à enjeu national. Il est en effet fortement recommandé que les acteurs de conservation considèrent en priorité la protection des habitats et les autres efforts de

préservation (parfois moins coûteux que la mise en place d'une translocation) (IUCN-SSC, 2013; Swan et al., 2018). C'est aussi tout l'objet de la séquence ERC que de réduire la nécessité d'agir sur des espèces à enjeu. On peut faire l'hypothèse que les services instructeurs au niveau national (CNPN) délivrent moins d'avis favorables aux projets impactants des espèces à enjeu national, même si des translocations ou autres mesures ERC sont prévues, que ne le font les services instructeurs au niveau régional (CSRPN) pour les espèces à enjeu à cette échelle locale).

Le fait que les translocations volontaires soient majoritaires dans notre étude peut être vu positivement car celles-ci, au lieu d'être mise en œuvre en contre-partie d'un nouveau projet impactant la biodiversité, répondent à des situations où la seule résultante est une action de conservation répondant à des dégradations déjà opérées ou à des menaces diffuses ignorées par le cadre réglementaire en place. Ces translocations volontaires sont entreprises dans le cadre de plans nationaux d'actions (PNA), de projets européens LIFE ou encore de programmes internationaux tels que CARE MEDIFLORA. Les PNA s'appuient par exemple sur la protection réglementaire des espèces menacées et visent à coordonner la mise en œuvre des actions volontaires, lorsqu'elles sont nécessaires, pour assurer ou rétablir un état de conservation favorable des espèces concernées (Développement durable, 2021). C'est le cas par exemple des espèces comme *Aster pyraneus* (VU), *Anchusa crispa* (CR), *Luronium natans* (LC), *Eryngium viviparum* (CR), *saxifraga hirculus* (CR), *Liparis loeselii* (VU) qui bénéficient toutes d'un PNA. Dans la région de Corse par exemple, la majorité des translocations s'inscrit soit dans le cadre du programme européen LIFE de « Conservation des habitats naturels et des espèces végétales d'intérêt communautaire prioritaire de la Corse » (Piazza et al. 2011), soit dans le cadre du projet CARE MEDIFLORA qui vise à l'amélioration du statut de conservation des plantes méditerranéennes menacées. Toutefois, il est possible que la part de translocations règlementaires augmente dans les années à venir en application du cadre réglementaire ou à

cause de la dégradation de la situation de conservation de certaines espèces pouvant les conduire à être ajoutées aux listes de protection. A ce jour, les différentes mises à jour des listes nationales⁸ et régionales d'espèces protégées et/ou menacées ont en effet plutôt inscrit de nouvelles espèces. Nous n'avons pas trouvé d'informations concernant des espèces qui auraient été retirées de ces différentes listes parce que leur état de conservation s'est améliorée suite à des actions de conservation telles que les translocations, ou simplement parce que les données ayant conduit à la classification n'étaient pas pertinentes.

Par ailleurs, la question temporelle de l'état de conservation des espèces transloquées ne semble pas suffisamment prise en compte dans la pratique. Nous avons montré dans le chapitre 1 que le changement climatique n'a pas été une considération majeure dans le choix des sites d'accueil, et dans le chapitre 2 qu'il ne fait pas partie des menaces identifiées comme étant à l'origine des translocations. Pourtant, le changement climatique pourrait devenir la principale menace pour la biodiversité dans les années à venir (Gomes et al., 2019; Maxwell et al., 2016). De plus, des études ont montré que les facteurs de déclin n'agissent pas de façon isolée, mais interagissent entre eux à travers des processus complexes (e.g. effets de la fragmentation des habitats et du changement climatique sur la viabilité des métapopulations, (Brook et al., 2008; Mora et al., 2007)). Dans notre étude (chapitre 2), 22% des translocations ont été entreprises à cause d'au moins deux facteurs parmi les menaces qui ont été identifiées. Si une vision de plus long terme était adoptée, en ajoutant à ces facteurs celui du réchauffement climatique actuellement souvent ignoré comme expliqué précédemment, on pourrait avoir des situations de conservation encore plus préoccupantes avec au moins trois menaces pesant sur les espèces transloquées, même si la réaction des espèces face aux conséquences du changement climatique reste souvent imprévisibles.

⁸ Pour plus de détails, voir: <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000000865328/>

La reconnaissance des translocations comme outil de conservation par le cadre réglementaire pose encore question du fait de l'incertitude autour de leur efficacité. Dans le cadre de projets d'aménagement, les translocations réglementaires ont pu être proposées dans le passé comme mesures de « réduction » dans la séquence Eviter, Réduire, Compenser (ERC), en particulier lorsque les sites d'origine et d'accueil sont tous situés dans la zone du projet ou lorsque les retours d'expérience d'opérations similaires concernant la même espèce indiquent un taux de succès élevé. Cependant, depuis 2018, les translocations réglementaires sont davantage considérées comme des mesures d'« accompagnement » des mesures ERC par le ministère en charge de l'écologie dans son « *Guide d'aide à la définition des mesures ERC* » (Alligand et al., 2018). En effet, les translocations, dont les résultats sont incertains, ne peuvent que compléter et renforcer d'autres mesures ERC. Selon l'étude de Julien et al. (2022), les translocations ont été proposées dans 45% et 29% des dossiers de demande de dérogation espèces protégées comme mesure de réduction et d'accompagnement respectivement, dans les dossiers examinés par le CNPN entre 2018 et 2020. Cela s'explique par le fait que beaucoup de translocations proposées, les sites d'origine et d'accueil étaient dans l'emprise du projet d'aménagement. Mais certains acteurs ne suivent pas correctement les lignes directrices, celles-ci n'étant pas opposables par définition, et seulement 55% des mesures de translocations proposées sont classées correctement dans la séquence ERC (Julien et al., 2022). Toujours dans cette étude, qui porte sur l'évaluation de la qualité des protocoles des translocations entreprises en réponse aux projets d'aménagements (translocations réglementaires) pour les plantes protégées en France, Julien et al. (2022) ont montré que les protocoles étaient de faible qualité, avec des informations essentielles (e.g., la biologie et l'écologie des espèces, caractéristiques écologiques des sites d'accueil etc.) insuffisantes ou manquantes. Cela contribue à justifier la méfiance que les services instructeurs peuvent avoir envers les translocations comme outils de conservation. Bien que certains critères semblent les rassurer, comme le fait que le site d'accueil

soit protégé ou encore qu'un programme de suivi soit prévu, et conduise à la délivrance d'avis favorables.

Le recours aux translocations pour la conservation des espèces pose d'autres questions qu'il serait pertinent d'approfondir au delà de ce travail de thèse, parmi lesquelles : (1) Leur contribution au maintien ou à la restauration d'un bon état de conservation des populations des espèces qui sont menacées. (2) Leur contribution à l'amélioration des connaissances grâce à un retour d'expériences sur les techniques de translocation, sachant que les suivis ne sont pas très effectifs ; (3) Les translocations d'atténuation traduisent-elles réellement une volonté d'absence de destruction des plantes protégées, ou bien servent-elles à légitimer les projets d'aménagement en se donnant une "bonne conscience" ? Pour cette dernière question, le doute est permis, car bien souvent ces opérations ne répondent pas aux exigences requises pour la réussite des opérations et sont mal documentées (Julien et al., 2022). De plus, le décret en date du 9 décembre 2019 (Décret n° 1352-2019)⁹ portant sur diverses simplifications de la procédure d'autorisation environnementale délègue plus de compétences concernant certains dossiers aux autorités scientifiques régionales (CSRPN) au détriment du CNPN n'est pas d'augure à rassurer sur la volonté de réduire les impacts des projets d'aménagement sur la biodiversité. Il est essentiel que les translocations aussi bien volontaires que réglementaires soient conduites avec la même rigueur, selon les mêmes cadres, à savoir promouvoir et évaluer le résultat à long terme grâce à des dispositifs expérimentaux permettant la collecte de données afin de mieux connaître l'écologie et la biologie des espèces, leurs habitats et d'améliorer les techniques de translocation.

⁹ Voir, Décret n° 2019-1352 du 12 décembre 2019 portant diverses dispositions de simplification de la procédure d'autorisation environnementale :

<https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/LEGIARTI000039509328>

4. Perspectives

4.1 Pistes d'amélioration de la pertinence des translocations conservatoires

Ce travail doctoral, dans son ensemble fournit des éléments, qui peuvent contribuer à améliorer non seulement les pratiques des translocations mais aussi l'évaluation des opérations et *in fine* le résultat des translocations. Par exemple, en collaborant avec les spécialistes de modélisation (e.g., chercheurs), les acteurs de la conservation devraient pouvoir être plus prospectifs dans leur approche de sélection des sites de translocations, en choisissant de manière proactive des sites qui devraient conserver leur adéquation face au changement climatique en utilisant par exemple les modèles de distribution des espèces (Guisan et al., 2013). De plus, en identifiant les espèces les plus à risque ainsi que la (es) menace(s) qui pèsent sur elles, les ressources financières et humaines pourraient être allouées en priorité à celles qui sont les plus à risque et/ou celles pour lesquelles les retours d'expériences permettent d'être optimiste sur la réussite des translocations. L'amélioration des résultats sur les translocations passera certainement par l'amélioration des pratiques grâce au retour d'expériences et à l'amélioration des méthodes d'évaluation par l'inclusion notamment de tous les facteurs susceptibles d'impacter la translocation.

Contrairement à d'autres mesures de conservation comme la création d'une aire protégée où la consultation en amont des citoyens est indispensable (Heywood et al., 2018), la question sur le soutien du public¹⁰ pour les translocations végétales est moins évidente, même si ce soutien est recommandé pour accepter la translocation comme une action légitime de conservation (IUCN-SSC, 2013). C'est sans doute parce que les translocations végétales

¹⁰ Avec deux collègues doctorantes, nous avons lancé en septembre 2021, un questionnaire en ligne : <https://framaforms.org/que-pensez-vous-des-translocations-vegetales-1626078525>, auprès d'un public élargi (averti et non averti sur la pratique des translocations) sur la perception sociale des translocations végétales en France. L'objectif est d'en faire un article qui sera publié.

n'impliquent que très peu de modifications du contexte socio-économique au niveau des sites d'accueil ou pour le propriétaire du terrain d'accueil (sous réserve de certaines translocations concernant des arbres). Dans notre enquête sur les aspects économiques des translocations (chapitre 3), les acteurs interrogés indiquent que les translocations n'avaient entraîné ni pertes ni apports significatifs de valeurs socio-économiques sur les sites de translocation. Cela est assez différent pour les translocations animales qui génèrent souvent des conflits avec l'Homme (Stahl et al., 2001). Toutefois, la question de l'acceptabilité des translocations végétales pourrait se poser notamment lorsque ces projets sont financés par des fonds publics, d'autant plus que les espèces les plus sujettes aux translocations sont rencontrées dans des habitats communs comme les zones agricoles, les clairières ou les zones côtières. Julien et al. (2021) ont par exemple montré que dans 62% des cas, les translocations végétales concernaient des populations d'espèces vivant dans les habitats agricoles contre seulement 18% pour celles vivant dans des tourbières ou marais (sachant que les translocations qui ont servi à cette étude sont entreprises dans le cadre de projets d'aménagement). Il serait donc intéressant de voir dans quelle mesure l'implication des citoyens dans les projets de translocations pourrait contribuer à toutes les étapes du programme de translocation, en évaluant la pertinence de la translocation par exemple et favoriser l'acceptabilité des projets d'aménagements.

La prise en compte des apports en termes de service écosystémique (e.g., le retour de certains pollinisateurs ou augmentation de l'attractivité du site en raison de la présence de l'espèce transloquée) et de bénéfices ou pertes de valeurs pourrait permettre d'élargir notre compréhension de la pertinence des translocations.

4.2 Consolidation de la connaissance sur la pratique des translocations végétales à travers la base de données TRANSLOC

Les cas d'études, les pratiques et les expériences sur les translocations ne sont pas suffisamment diffusées au sein de la communauté de la conservation. Ces informations restent

le plus souvent consignées dans des rapports internes non publiés auxquels l'accès est parfois difficile. La base de données TRANSLOC permet de collecter les données sur les translocations végétales et animales, et le but est de les rendre accessible à tous les acteurs concernés par les translocations. Elle initie en ce sens un cadre pour la standardisation de la collecte de ces données, ce qui a été suggéré par le passé (e.g., Bellis, 2021; Dalrymple et al., 2021; Godefroid & Vanderborght, 2011).

A travers nos travaux, nous avons pu constater que certains champs de la base de données ne sont que rarement renseignés, notamment ceux qui concernent le suivi post-translocation des populations et cela constitue un handicap majeur pour une évaluation pertinente des translocations. C'est le cas également pour le champ relatif à la description du type d'habitat du site d'accueil, information susceptible de figurer dans les documents relatifs aux translocations mais qui n'a pas bénéficié de la même attention que d'autres champs d'information de la part des gestionnaires de la base de données. Ces lacunes repérées dans la base de données nous permettent d'identifier (1) les aspects sur lesquels les évaluations des translocations devraient être renforcées et/ou (2) les informations et documents qui existent peut-être, par exemple dans les organismes comme les CBN, mais font rarement l'objet de publications diffusées ou accessibles.

A l'avenir, d'autres aspects des translocations pourraient être intégrés à TRANSLOC, notamment le coût économique des programmes. Malgré les appels répétés pour une meilleure intégration des données économiques dans les projets de conservation (Naidoo et al., 2006), la disponibilité et l'accessibilité de ces données restent problématiques et constituent un obstacle pour la conduite d'études traitant des rapports coûts-efficacité des actions de conservation. Adopter des techniques de collecte et d'enregistrement standardisés des coûts permettrait de lever ces obstacles (Iacona et al., 2018). La description des postes de coûts des translocations végétales supportés par les CBN dans notre cas d'étude (chapitre 3), peut servir de base pour

une meilleure collecte des données économiques au sein des CBN et pourra être élargie et complétée par l'ensemble des acteurs et permettra d'approfondir et faire une analyse plus complète des translocations. La base de données INVACOST (<https://invacost.fr/>), est un exemple de base en ligne qui rassemble toutes les études sur les coûts économiques liés aux espèces exotiques envahissantes dans le monde afin de faire la synthèse globale du coût économique des invasions biologiques. Les acteurs peuvent contribuer à compléter la BDD en proposant de nouvelles entrées ou alors ils peuvent simplement utiliser la base de données pour leurs analyses. Grâce à la création d'un package R pour standardiser les analyses, il est possible de comparer des analyses qui auraient été réalisées à l'échelle de taxons ou de pays différents.

La mise en place d'une base de données centralisée en accès libre faciliterait l'accès et le partage d'informations aussi bien sur les réussites et/ou échecs des translocations entre les acteurs de la conservation. Une fois la BDD enrichie et complétée, des analyses à l'échelle internationale, comme celle du chapitre 1 pourraient être réalisées.

Compte tenu des différences de pratique du fait de l'hétérogénéité des contextes institutionnels, la BDD permettrait d'identifier les points sur lesquels des guides de pratiques internationaux (comme celui de l'IUCN) devraient être particulièrement vigilants comme la place accordée aux translocations dans l'arsenal des mesures de conservation soumises à autorisation. Elle pourrait aussi permettre de promouvoir des bonnes pratiques identifiées dans certains pays, régions ou institutions. Enfin, elle permettrait aux acteurs des translocations de comparer les performances des plantes sur leurs sites avec d'autres espèces de la région, ou la même espèce ailleurs et faciliter le partage des données. En faisant le lien entre les méthodes de translocation et les résultats obtenus, la BDD pourrait éventuellement aider à déterminer les conditions dans lesquelles on pourrait faire des prédictions sur les chances de réussite, ou faire des méta analyses avec une puissance statistique permettant de mieux détecter les effets de différents facteurs par rapport à ce que permettrait une étude portant sur un facteur par exemple.

Faire la synthèse des opérations antérieures afin d'acquérir des informations est essentiel pour améliorer les efforts actuels et futurs pour faire face aux effets du changement climatique et aux autres menaces. Pour cela, la mise en place d'un réseau international de collecte et de partage de données sur les translocations végétales est nécessaire pour obtenir les informations qui sont bien souvent absentes de la littérature scientifique.

Références

- Albrecht, G. A., Brooke, C., Bennett, D. H., & Garnett, S. T. (2012). *The Ethics of Assisted Colonization in the Age of Anthropogenic Climate Change*.
- Albrecht, M. A., & Maschinski, J. (2012). Influence of Founder Population Size, Propagule Stages, and Life History on the Survival of Reintroduced Plant Populations. In J. Maschinski, K. E. Haskins, & P. H. Raven (Eds.), *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils* (pp. 171–188). Island Press/Center for Resource Economics. https://doi.org/10.5822/978-1-61091-183-2_10
- Albrecht, M. A., Osazuwa-Peters, O. L., Maschinski, J., Bell, T. J., Bowles, M. L., Brumback, W. E., Duquesnel, J., Kunz, M., Lange, J., & McCue, K. A. (2019). Effects of life history and reproduction on recruitment time lags in reintroductions of rare plants. *Conservation Biology*, *33*(3), 601–611.
- Alligand, G., Hubert, S., Legendre, T., Millard, F., & Müller, A. (2018). *MTEs, «Evaluation environnementale, Guide d'aide à la définition des mesures ERC»*. <https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Th%C3%A9ma%20-%20Guide%20d%E2%80%99aide%20%C3%A0%20la%20d%C3%A9finition%20des%20mesures%20ERC.pdf>
- Armstrong, D. P., & Seddon, P. J. (2008). Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology & Evolution*, *23*(1), 20–25. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.003>
- Atkins, K. E., & Travis, J. M. J. (2010). Local adaptation and the evolution of species' ranges under climate change. *Journal of Theoretical Biology*, *266*(3), 449–457. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2010.07.014>

- Balmford, A., Bennun, L., Brink, B. ten, Cooper, D., Côté, I. M., Crane, P., Dobson, A., Dudley, N., Dutton, I., Green, R. E., Gregory, R. D., Harrison, J., Kennedy, E. T., Kremen, C., Leader-Williams, N., Lovejoy, T. E., Mace, G., May, R., Mayaux, P., ... Walther, B. A. (2005). The Convention on Biological Diversity's 2010 Target. *Science*, *307*(5707), 212–213. <https://doi.org/10.1126/science.1106281>
- Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O. U., Swartz, B., Quental, T. B., Marshall, C., McGuire, J. L., Lindsey, E. L., Maguire, K. C., Mersey, B., & Ferrer, E. A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, *471*(7336), 51–57. <https://doi.org/10.1038/nature09678>
- Beale, C. M., Lennon, J. J., & Gimona, A. (2008). Opening the climate envelope reveals no macroscale associations with climate in European birds. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *105*(39), 14908–14912. <https://doi.org/10.1073/pnas.0803506105>
- Bellis, J. M. (2021). *The influence of climate on past, present, and future conservation translocations*. Liverpool John Moores University (United Kingdom).
- Benkman, C. W. (1993). Decline of the Red Crossbill of Newfoundland. *Am Birds*, *3728*.
- Bennett, J. (1992). A glut of gibbons in Sarawak – is rehabilitation the answer? *Oryx*, *26*(3), 157–164. <https://doi.org/10.1017/S0030605300023590>
- Bottin, L., Cadre, S. L., Quilichini, A., Bardin, P., Moret, J., & Machon, N. (2007). Re-establishment trials in endangered plants: A review and the example of *Arenaria grandiflora*, a species on the brink of extinction in the Parisian region (France). *Ecoscience*, *14*(4), 410–419. [https://doi.org/10.2980/1195-6860\(2007\)14\[410:RTIEPA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2980/1195-6860(2007)14[410:RTIEPA]2.0.CO;2)

- Bradley, H. S., Tomlinson, S., Craig, M. D., Cross, A. T., & Bateman, P. W. (2020). Mitigation translocation as a management tool. *Conservation Biology*, *n/a*(*n/a*).
<https://doi.org/10.1111/cobi.13667>
- Brichieri-Colombi, T. A., & Moehrensclager, A. (2016). Alignment of threat, effort, and perceived success in North American conservation translocations: North American Translocation Efforts. *Conservation Biology*, *30*(6), 1159–1172.
<https://doi.org/10.1111/cobi.12743>
- Bristol, R. M., Fraser, I., Groombridge, J. J., & VerÃ-ssimo, D. (2014). An economic analysis of species conservation and translocation for island communities: The Seychelles paradise flycatchers as a case study. *Journal of Environmental Economics and Policy*, *3*(3), 237–252.
- Brook, B. W., Sodhi, N. S., & Bradshaw, C. J. A. (2008). Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology & Evolution*, *23*(8), 453–460.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011>
- Brooker, R., Britton, A., Gimona, A., Lennon, J., & Littlewood, N. (2011). *Literature review: Species translocations as a tool for biodiversity conservation during climate change.*
- Brooker, R. W., Brewer, M. J., Britton, A. J., Eastwood, A., Ellis, C., Gimona, A., Poggio, L., & Genney, D. R. (2018). Tiny niches and translocations: The challenge of identifying suitable recipient sites for small and immobile species. *Journal of Applied Ecology*, *55*(2), 621–630. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13008>
- Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., Strien, A. van, Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., Baillie, J. E. M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K. E., Carr, G. M., Chanson, J., Chenery, A. M., Csirke, J., Davidson, N. C., Dentener, F., Foster, M.,

- Galli, A., ... Watson, R. (2010). Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, 328(5982), 1164–1168. <https://doi.org/10.1126/science.1187512>
- Butt, N., Chauvenet, A. L. M., Adams, V. M., Beger, M., Gallagher, R. V., Shanahan, D. F., Ward, M., Watson, J. E. M., & Possingham, H. P. (2021). Importance of species translocations under rapid climate change. *Conservation Biology*, 35(3), 775–783. <https://doi.org/10.1111/cobi.13643>
- Cayuela, H., Gillet, L., Laudelout, A., Besnard, A., Bonnaire, E., Levionnois, P., Muths, E., Dufrière, M., & Kinet, T. (2019). Survival cost to relocation does not reduce population self-sustainability in an amphibian. *Ecological Applications*, 29(5), e01909. <https://doi.org/10.1002/eap.1909>
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1(5), e1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>
- Chauvenet, A. L. M., Ewen, J. G., Armstrong, D. P., Blackburn, T. M., & Pettorelli, N. (2013). Maximizing the success of assisted colonizations. *Animal Conservation*, 16(2), 161–169. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00589.x>
- Clark, C. J., Poulsen, J. R., Levey, D. J., & Osenberg, C. W. (2007). *Are Plant Populations Seed Limited? A Critique and Meta-Analysis of Seed Addition Experiments*. 23.
- Clark, T. W., & Westrum, R. (1989). High-performance teams in wildlife conservation: A species reintroduction and recovery example. *Environmental Management*, 13(6), 663–670. <https://doi.org/10.1007/BF01868305>
- Cohn, J. P. (1993). The flight of the California condor: After more than a decade of captive breeding, the big bird is on a trajectory toward recovery. *BioScience*, 43(4), 206–209. <https://doi.org/10.2307/1312120>

- Colas, B., Kirchner, F., Riba, M., Olivieri, I., Mignot, A., Imbert, E., Beltrame, C., Carbonell, D., & Freville, H. (2008). Restoration demography: A 10- year demographic comparison between introduced and natural populations of endemic *Centaurea corymbosa* (Asteraceae). *Journal of Applied Ecology*.
- Colas, B., Olivieri, I., & Riba, M. (1997). *Centaurea corymbosa*, a cliff-dwelling species tottering on the brink of extinction: A demographic and genetic study. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 94(7), 3471–3476.
- Colas, B., Riba, M., Fréville, H., Mignot, A., Imbert, E., Petit, C., & Olivieri, I. (2000). Les introductions comme mode de gestion d'espèces végétales menacées: Le cas de la Centaurée de la Clape. *Actes Du Colloque Sur l'introduction et La Réintroduction d'espèces Végétales Ou Animales, Suppl.7*, 133–134.
- Commander, L. E., Coates, D. J., Broadhurst, L., Offord, C. A., Makinson, R. O., Matthes, M., & Australian Network for Plant Conservation. (2018). *Guidelines for the translocation of threatened plants in Australia*.
- Conservatoire Botanique National Alpin. (2010). *CBNA - 2010—Bilan 2006-2010 des réimplantations—Various sp—LGV Drôme*.
- Conservatoire Botanique Nationale Alpin. (2011). *CBNA - 2011—Rapport de synthèse des opérations—Tulipa sylvestris—Die*.
- Corlett, R. T. (2016a). Plant diversity in a changing world: Status, trends, and conservation needs. *Plant Diversity*, 38(1), 10–16. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2016.01.001>
- Corlett, R. T. (2016b). Restoration, Reintroduction, and Rewilding in a Changing World. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(6), 453–462. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.017>

- Dalrymple, S., Broome, A., & Gallagher, P. (2008). Re-introduction of small cow-wheat into the Scottish Highlands, UK. In P. S. Soorae (Ed.), *Global Re-introduction Perspectives: Re-introduction case-studies from around the globe* (pp. 221–224). IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group.
- Dalrymple, S. E., Banks, E., Stewart, G. B., & Pullin, A. S. (2012). A Meta-Analysis of Threatened Plant Reintroductions from across the Globe. In J. Maschinski, K. E. Haskins, & P. H. Raven (Eds.), *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils* (pp. 31–50). Island Press/Center for Resource Economics. https://doi.org/10.5822/978-1-61091-183-2_3
- Dalrymple, S. E., Stewart, G. B., & Pullin, A. S. (2011). Are re-introductions an effective way of mitigating against plant extinctions? *Collaboration for Environmental Evidence*, 64.
- Dalrymple, S. E., Winder, R., & Campbell, E. M. (2021). Exploring the potential for plant translocations to adapt to a warming world. *Journal of Ecology*, 109(6), 2264–2270. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13715>
- Développement durable. (2021). *Plans nationaux d'actions en faveur des espèces menacées. Objectifs et exemples d'actions.* - Ministère de la transition écologique. Ministère de la Transition écologique. <https://www.ecologie.gouv.fr/plans-nationaux-dactions-en-faveur-des-especes-menacees>
- Diallo, M., Ollier, S., Mayeur, A., Fernandez-Manjarres, J., García-Fernández, A., Iriondo, J. M., Vaissière, A., & Colas, B. (2021a). Plant translocations in Europe and the Mediterranean: Geographic and climatic directions and distances from source to host sites. *Journal of Ecology*, 1365-2745.13609. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13609>
- Diallo, M., Ollier, S., Mayeur, A., Fernandez-Manjarres, J., García-Fernández, A., Iriondo, J. M., Vaissière, A., & Colas, B. (2021b). Plant translocations in Europe and the

- Mediterranean: Geographical and climatic directions and distances from source to host sites. *Journal of Ecology*, 1365-2745.13609. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13609>
- Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E., Ngo, H. T., Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K., Watson, R. T., Baste, I. A., Larigauderie, A., Leadley, P., Pascual, U., Baptiste, B., Demissew, S., Dziba, L., Erpul, G., Fazel, A., ... Vilá, B. (2019). *Résumé à l'intention des décideurs du rapport sur l'évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques*. 53.
- Drayton, B., & Primack, R. B. (2012). Success Rates for Reintroductions of Eight Perennial Plant Species after 15 Years. *Restoration Ecology*, 20(3), 299–303. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00860.x>
- Ducatez, S., & Shine, R. (2019). Life-history traits and the fate of translocated populations. *Conservation Biology*, 33(4), 853–860. <https://doi.org/10.1111/cobi.13281>
- Ehrlich, P. R., & Ehrlich, A. H. (2013). *Can a collapse of global civilization be avoided?* 10.
- Eskelin, N., Parker, W. C., Colombo, S. J., & PengXin, L. (2011). Assessing assisted migration as a climate change adaptation strategy for Ontario's forests: Project overview and bibliography. *Climate Change Research Report - Ontario Forest Research Institute, No. CCRR-19*. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20113188037>
- European Environment Agency. (2011). *Landscape fragmentation in Europe—European Environment Agency* [Publication]. <https://www.eea.europa.eu/publications/landscape-fragmentation-in-europe>
- Ewen, J. G., Armstrong, D., Parker, K., & Seddon, P. (2008). Avian reintroduction biology: Current issues for science and management. *Avian Biology Research*, 1(1), 27–50.

- Fahselt, D. (2007). Is transplanting an effective means of preserving vegetation? *Canadian Journal of Botany*, 85(10), 1007–1017. <https://doi.org/10.1139/B07-087>
- Falk, D. A., Millar, C. I., & Olwell, M. (Eds.). (1996). *Restoring diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants*. Island Press.
- Fauché, M. (2019). *Conservation translocations: A Mediterranean case study in the light of philosophy*.
- Fenu, G., Bacchetta, G., Charalambos, S. C., Fournaraki, C., Giusso del Galdo, G. P., Gotsiou, P., Kyrtziz, A., Piazza, C., Vicens, M., Pinna, M. S., & de Montmollin, B. (2019). An early evaluation of translocation actions for endangered plant species on Mediterranean islands. *Plant Diversity*, 41(2), 94–104. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2019.03.001>
- Fenu, G., Cogoni, D., & Bacchetta, G. (2016). The role of fencing in the success of threatened plant species translocation. *Plant Ecology*, 217(2), 207–217. <https://doi.org/10.1007/s11258-015-0517-1>
- Fenu, G., Cogoni, D., Pinna, M. S., & Bacchetta, G. (2015). Threatened Sardinian vascular flora: A synthesis of 10 years of monitoring activities. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*, 149(3), 473–482. <https://doi.org/10.1080/11263504.2014.1000424>
- Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2000). An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation*, 96(1), 1–11. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00048-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00048-3)
- Frankham, R. (2005). Genetics and extinction. *Biological Conservation*, 126(2), 131–140. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.05.002>

- Froment, L. (2013). *Succès de la première transplantation de l'Etoile d'eau, espèce protégée du plateau Saclay* [News Letter]. Paris-Saclay Le Média. https://www.media-paris-saclay.fr/wp-content/uploads/2013/08/2013-07-08_CP-ETOILE-DEAU.pdf
- Gauthier, P., Debussche, M., & Thompson, J. D. (2009). Proposition d'une méthode pour hiérarchiser les priorités de conservation des espèces végétales: Application aux échelles régionale, départementale et locale. *Espace Naturel*.
- Germano, J. M., Field, K. J., Griffiths, R. A., Clulow, S., Foster, J., Harding, G., & Swaisgood, R. R. (2015). Mitigation-driven translocations: Are we moving wildlife in the right direction? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(2), 100–105. <https://doi.org/10.1890/140137>
- Gimona, A., Poggio, L., Polhill, J. G., & Castellazzi, M. (2015). Habitat networks and food security: Promoting species range shift under climate change depends on life history and the dynamics of land use choices. *Landscape Ecology*, 30(5), 771–789. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0158-8>
- Godefroid, S., Le Pajolec, S., & Van Rossum, F. (2016). Pre-translocation considerations in rare plant reintroductions: Implications for designing protocols. *Plant Ecology*, 217(2), 169–182. <https://doi.org/10.1007/s11258-015-0526-0>
- Godefroid, S., Piazza, C., Rossi, G., Buord, S., Stevens, A.-D., Agurauja, R., Cowell, C., Weekley, C. W., Vogg, G., Iriondo, J. M., Johnson, I., Dixon, B., Gordon, D., Magnanon, S., Valentin, B., Bjureke, K., Koopman, R., Vicens, M., Virevaire, M., & Vanderborgh, T. (2011). How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation*, 144(2), 672–682. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.003>

- Godefroid, S., & Vanderborght, T. (2011). Plant reintroductions: The need for a global database. *Biodiversity and Conservation*, 20(14), 3683–3688. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0120-2>
- Goettsch, B., Hilton-Taylor, C., Cruz-Piñón, G., Duffy, J. P., Frances, A., Hernández, H. M., Inger, R., Pollock, C., Schipper, J., Superina, M., Taylor, N. P., Tognelli, M., Abba, A. M., Arias, S., Arreola-Nava, H. J., Baker, M. A., Bárcenas, R. T., Barrios, D., Braun, P., ... Gaston, K. J. (2015). High proportion of cactus species threatened with extinction. *Nature Plants*, 1(10), 1–7. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.142>
- Gomes, V. H. F., Vieira, I. C. G., Salomão, R. P., & ter Steege, H. (2019). Amazonian tree species threatened by deforestation and climate change. *Nature Climate Change*, 9(7), 547–553. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0500-2>
- Gorbunov, I. N., Dzybov, D. S., Kuzmin, Z. E., & Smirnov, I. A. (2008). *Methodological recommendations for botanic gardens on the reintroduction of rare and threatened plants*. Botanic Gardens Conservation International.
- Gordon, D. R. (1996). Experimental translocation of the endangered shrub Apalachicola rosemary *Conradina glabra* to the Apalachicola bluffs and ravines preserve, Florida. *Biological Conservation*, 1(77), 19–26.
- Grammont, P. C. D., & Cuarón, A. D. (2006). An Evaluation of Threatened Species Categorization Systems Used on the American Continent. *Conservation Biology*, 20(1), 14–27. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00352.x>
- Griffith, B., Scott, J. M., Carpenter, J. W., & Reed, C. (1989a). Translocation as a Species Conservation Tool: Status and Strategy. *Science*, 245(4917), 477–480. <https://doi.org/10.1126/science.245.4917.477>

- Griffith, B., Scott, J. M., Carpenter, James. W., & Reed, C. (1989b). *Translocation_as_a_species_conservation_tool.pdf*.
http://www.catsg.org/iberianlynx/04_library/4_3_publications/G/Griffith_et_al_1989_Translocation_as_a_species_conservation_tool.pdf
- Guerrant, E. O. (2012). Characterizing Two Decades of Rare Plant Reintroductions. In *Plant Reintroduction in a Changing World: Promises and Perils* (Joyce MAschinski, Kristin E. Haskins, and Peter H. Raven, pp. 09–29). Island Press.
https://www.researchgate.net/profile/Gavin_Stewart6/publication/288923238_A_Meta-Analysis_of_Threatened_Plant_Reintroductions_from_across_the_Globe/links/597a077f0f7e9b0469b1b2d3/A-Meta-Analysis-of-Threatened-Plant-Reintroductions-from-across-the-Globe.pdf#page=29
- Guerrant Jr, E. O., & Kaye, T. N. (2007). Reintroduction of rare and endangered plants: Common factors, questions and approaches. *Australian Journal of Botany*, 55(3), 362.
<https://doi.org/10.1071/BT06033>
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., Regan, T. J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T. G., Rhodes, J. R., Maggini, R., Setterfield, S. A., Elith, J., Schwartz, M. W., Wintle, B. A., Broennimann, O., Austin, M., ... Buckley, Y. M. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, 16(12), 1424–1435.
<https://doi.org/10.1111/ele.12189>
- Hällfors, M. H., Vaara, E. M., Hyvärinen, M., Oksanen, M., Schulman, L. E., Siipi, H., & Lehvavirta, S. (2014). Coming to Terms with the Concept of Moving Species Threatened by Climate Change – A Systematic Review of the Terminology and Definitions. *PLoS ONE*, 9(7), e102979. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102979>

- Hardy, P. B., Kinder, P. M., Sparks, T. H., & Dennis, R. L. H. (2010). Elevation and habitats: The potential of sites at different altitudes to provide refuges for phytophagous insects during climatic fluctuations. *Journal of Insect Conservation*, *14*(3), 297–303. <https://doi.org/10.1007/s10841-009-9251-0>
- Haskins, K. E. (2015). Alternative perspectives on reintroduction success. *Animal Conservation*, *18*(5), 409–410. <https://doi.org/10.1111/acv.12241>
- Heywood, V. H. (2008). Challenges of in situ conservation of crop wild relatives. *Turkish Journal of Botany*, *32*(6), 421–432.
- Heywood, V. H. (2014). An overview of in situ conservation of plant species in the Mediterranean. *Flora Mediterranea*, *24*, 5–24.
- Heywood, V., Shaw, K., Harvey-Brown, Y., & Smith, P. (2018). *BGCI and IABG's species recovery manual*. Botanic Gardens Conservation International.
- Hitchings, S. P., & Beebee, T. J. C. (1997). Genetic substructuring as a result of barriers to gene flow in urban *Rana temporaria* (common frog) populations: Implications for biodiversity conservation. *Heredity*, *79*(2), 117–127. <https://doi.org/10.1038/hdy.1997.134>
- Hodge, W. H., & Erlanson, C. O. (1956). Federal plant introduction—A review. *Economic Botany*, *10*(4), 299–334. <https://doi.org/10.1007/BF02859763>
- Hoegh-Guldberg, O., Hughes, L., McIntyre, S., Lindenmayer, D. B., Parmesan, C., Possingham, H. P., & Thomas, C. D. (2008). Ecology. Assisted colonization and rapid climate change. *Science (New York, NY)*, *321*(5887), 345–346.
- Holl, K. D., & Hayes, G. F. (2006). Challenges to introducing and managing disturbance regimes for *Holocarpha macradenia*, an endangered annual grassland forb. *Conservation Biology*, *20*(4), 1121–1131.

- Hubert, L., & KBAIER, R. (2019). *Les conservatoires botaniques nationaux: Bilan de l'organisation actuelle* (Gouvernemental No. 012365-P; p. 84). <https://www.vie-publique.fr/sites/default/files/rapport/pdf/272090.pdf>
- Hulme, P. E., Roy, D. B., Cunha, T., & Larsson, T.-B. (2009). A pan-European Inventory of Alien Species: Rationale, Implementation and Implications for Managing Biological Invasions. In *Handbook of Alien Species in Europe* (pp. 1–14). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8280-1_1
- Hunter, M. L., & Hutchinson, A. (1994). The Virtues and Shortcomings of Parochialism: Conserving Species That Are Locally Rare, but Globally Common. *Conservation Biology*, 8(4), 1163–1165. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08041163.x>
- Iacona, G. D., Sutherland, W. J., Mappin, B., Adams, V. M., Armsworth, P. R., Coleshaw, T., Cook, C., Craigie, I., Dicks, L. V., Fitzsimons, J. A., McGowan, J., Plumptre, A. J., Polak, T., Pullin, A. S., Ringma, J., Rushworth, I., Santangeli, A., Stewart, A., Tulloch, A., ... Possingham, H. P. (2018). Standardized reporting of the costs of management interventions for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 32(5), 979–988. <https://doi.org/10.1111/cobi.13195>
- Iftekhar, M. S., Polyakov, M., Ansell, D., Gibson, F., & Kay, G. M. (2017). How economics can further the success of ecological restoration: Economics and Ecological Restoration. *Conservation Biology*, 31(2), 261–268. <https://doi.org/10.1111/cobi.12778>
- IPCC. (2021). *IPCC, 2021: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T.*

- Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)). Cambridge University Press. In Press. (No. 6).
- IUCN. (1998). *Lignes directrices de l'UICN relatives aux réintroductions. Préparées par le Groupe de spécialistes de la réintroduction de la commission de la Sauvegarde des espèces de l'UICN. UICN, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume Uni. 20 P. UICN.* <https://www.iucn.org/fr/content/lignes-directrices-de-luicn-relatives-aux-reintroductions>
- IUCN-SSC. (2012). *LIGNES DIRECTRICES DEL 'UICNSUR LES REINTRODUCTIONS ET LES AUTRES TRANSFERTSAUX FINS DE LA SAUVEGARDE.*
- IUCN-SSC. (2013). *Guidelines for reintroductions and other conservation translocations.* <https://portals.iucn.org/library/node/10386>
- Julien, M., Colas, B., Muller, S., & Schatz, B. (2022). Quality assessment of mitigation translocation protocols for protected plants in France. *Journal of Environmental Management*, 302, 114064. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114064>
- Jusaitis, M. (2005). Translocation trials confirm specific factors affecting the establishment of three endangered plant species. *Ecological Management and Restoration*, 6(1), 61–67. <https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2005.00220.x>
- Jusaitis, M. (2011). Serendipity during long-term monitoring of translocation trials. *Australasian Plant Conservation: Journal of the Australian Network for Plant Conservation*. <https://search.informit.org/doi/abs/10.3316/informit.011299822787479>
- Kaye, T. N. (2008). Vital steps toward success of endangered plant reintroductions. *Native Plants Journal*, 9(3), 313–322. <https://doi.org/10.2979/NPJ.2008.9.3.313>

- Kiehl, K., & Pfenner, J. (2007). Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. *Plant Ecology*, *189*(1), 31–48. <https://doi.org/10.1007/s11258-006-9164-x>
- Kirchner, F., Robert, A., & Colas, B. (2006). Modelling the dynamics of introduced populations in the narrow-endemic *Centaurea corymbosa*: A demo-genetic integration. *Journal of Applied Ecology*, *43*(5), 1011–1021. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01179.x>
- Kleiman, D. G., Reading, R. P., Miller, B. J., Clark, T. W., Scott, J. M., Robinson, J., Wallace, R. L., Cabin, R. J., & Felleman, F. (2000). Improving the Evaluation of Conservation Programs. *Conservation Biology*, *14*(2), 356–365. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98553.x>
- Lacy, R. C. (2000). Considering Threats to the Viability of Small Populations Using Individual-Based Models. *Ecological Bulletins*, *48*, 39–51.
- Larson, A., Wake, D. B., & Yanev, K. P. (1984). MEASURING GENE FLOW AMONG POPULATIONS HAVING HIGH LEVELS OF GENETIC FRAGMENTATION. *Genetics*, *106*(2), 293–308.
- Lenoir, J., Gegout, J. C., Marquet, P. A., de Ruffray, P., & Brisse, H. (2008). A Significant Upward Shift in Plant Species Optimum Elevation During the 20th Century. *Science*, *320*(5884), 1768–1771. <https://doi.org/10.1126/science.1156831>
- Lévêque, A., & Witté, I. (2019). *Les enjeux de biodiversité en France métropolitaine: Analyses croisées*.
- Lindenmayer, D. B., Wood, J. T., McBurney, L., MacGregor, C., Youngentob, K., & Banks, S. C. (2011). How to make a common species rare: A case against conservation complacency. *Biological Conservation*, *144*(5), 1663–1672. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.02.022>

- Liu, H., Ren, H., Liu, Q., Wen, X., Maunder, M., & Gao, J. (2015). Translocation of threatened plants as a conservation measure in China: Plant Translocations in China. *Conservation Biology*, 29(6), 1537–1551. <https://doi.org/10.1111/cobi.12585>
- Mack, R. N., & Lonsdale, W. M. (2001). Humans as Global Plant Dispersers: Getting More Than We Bargained For. *BioScience*, 51(2), 95. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0095:HAGPDG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0095:HAGPDG]2.0.CO;2)
- Maschinski, J., & Duquesnel, J. (2007). Successful reintroductions of the endangered long-lived Sargent's cherry palm, *Pseudophoenix sargentii*, in the Florida Keys. *Biological Conservation*, 134(1), 122–129. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.07.012>
- Maschinski, J., Falk, D. A., Wright, S. J., Possley, J., Roncal, J., & Wendelberger, K. S. (2012). Optimal Locations for Plant Reintroductions in a Changing World. In J. Maschinski, K. E. Haskins, & P. H. Raven (Eds.), *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils* (pp. 109–129). Island Press/Center for Resource Economics. https://doi.org/10.5822/978-1-61091-183-2_7
- Maschinski, J., Haskins, K. E., & Raven, P. H. (2012). *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils*. Island Press.
- Maschinski, J., & Wright, S. J. (2006). Using ecological theory to plan restorations of the endangered Beach jacquemontia (Convolvulaceae) in fragmented habitats. *Journal for Nature Conservation*, 14(3), 180–189. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2006.05.003>
- Maunder, M. (1991). *Re-introduction news' to plant re-introductions*. <https://iucn-ctsg.org/project/re-introduction-news-november-1991/>
- Maunder, M. (1992). Plant reintroduction: An overview. *Biodiversity and Conservation*, 1(1), 51–61. <https://doi.org/10.1007/BF00700250>

- Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M., & Watson, J. E. M. (2016). Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature News*, 536(7615), 143. <https://doi.org/10.1038/536143a>
- McCann, L., Colby, B., Easter, K. W., Kasterine, A., & Kuperan, K. V. (2005). Transaction cost measurement for evaluating environmental policies. *Ecological Economics*, 52(4), 527–542. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.08.002>
- McDougall, K. L., & Morgan, J. W. (2005). Establishment of native grassland vegetation at Organ Pipes National Park near Melbourne, Victoria: Vegetation changes from 1989 to 2003. *Ecological Management & Restoration*, 6(1), 34–42.
- McLane, S. C., & Aitken, S. N. (2012). Whitebark pine (*Pinus albicaulis*) assisted migration potential: Testing establishment north of the species range. *Ecological Applications*, 22(1), 142–153. <https://doi.org/10.1890/11-0329.1>
- Meffe, G. K., & Viederman, S. (1995). Combining science and policy in conservation biology. *Wiley*, 6.
- Menges, E. S. (2008). Restoration demography and genetics of plants: When is a translocation successful? *Australian Journal of Botany*, 56(3), 187. <https://doi.org/10.1071/BT07173>
- Miller, R. M., Rodríguez, J. P., Aniskowicz-Fowler, T., Bambaradeniya, C., Boles, R., Eaton, M. A., Gärdenfors, U., Keller, V., Molur, S., Walker, S., & Pollock, C. (2007). National Threatened Species Listing Based on IUCN Criteria and Regional Guidelines: Current Status and Future Perspectives. *Conservation Biology*, 21(3), 684–696. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00656.x>
- Minteer, B. A., & Collins, J. P. (2010). Move it or lose it? The ecological ethics of relocating species under climate change. *Ecological Applications*, 20(7), 1801–1804. <https://doi.org/10.1890/10-0318.1>

- Mistretta, O., & White, S. D. (2001). Introducing two federally listed carbonate-endemic plants onto a disturbed site in the San Bernardino Mountains, California. *In: Maschinski, Joyce; Holter, Louella, Tech. Eds. Southwestern Rare and Endangered Plants: Proceedings of the Third Conference; 2000 September 25-28; Flagstaff, AZ. Proceedings RMRS-P-23. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. 20-26., 23, 20–26.*
- Monks, L., Coates, D., Bell, T., & Bowles, M. (2012). *Determining Success Criteria for Reintroductions of Threatened Long-Lived Plants.*
- Montalvo, A. M., & Ellstrand, N. C. (2000). Transplantation of the Subshrub *Lotus scoparius*: Testing the Home-Site Advantage Hypothesis. *Conservation Biology*, *14*(4), 1034–1045. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99250.x>
- Mora, C., Metzger, R., Rollo, A., & Myers, R. A. (2007). Experimental simulations about the effects of overexploitation and habitat fragmentation on populations facing environmental warming. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *274*(1613), 1023–1028. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.0338>
- Mora, C., Tittensor, D. P., Adl, S., Simpson, A. G. B., & Worm, B. (2011). How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? *PLoS Biology*, *9*(8), e1001127. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001127>
- Morgan, J. W. (2000). Reproductive Success in Reestablished versus Natural Populations of a Threatened Grassland Daisy (*Rutidosis leptorrhynchoides*). *Conservation Biology*, *14*(3), 780–785. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98516.x>
- Morris, P. A. (1986). An introduction to reintroductions. *Mammal Review*, *16*(2), 49–52. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.1986.tb00020.x>

- Naidoo, R., Balmford, A., Ferraro, P., Polasky, S., Ricketts, T., & Rouget, M. (2006). Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology & Evolution*, *21*(12), 681–687. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.10.003>
- National Species Reintroduction Forum. (2014). *The Scottish Code for Conservation Translocations*. NatureScot. <https://www.nature.scot/scottish-code-conservation-translocations>
- Noël, F., Prati, D., van Kleunen, M., Gygax, A., Moser, D., & Fischer, M. (2011). Establishment success of 25 rare wetland species introduced into restored habitats is best predicted by ecological distance to source habitats. *Biological Conservation*, *144*(1), 602–609. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.11.001>
- Olwell, P., Cully, A., Knight, P., & Brack, S. (1987). *Pediocactus knowltonii* recovery efforts.
- Osborne, P. E., & Seddon, P. J. (2012). Selecting suitable habitats for reintroductions: Variation, change and the role of species distribution modelling. *Reintroduction Biology: Integrating Science and Management*, *1*.
- Panetta, A. M., Stanton, M. L., & Harte, J. (2018). Climate warming drives local extinction: Evidence from observation and experimentation. *Science Advances*, *4*(2), eaaq1819. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaq1819>
- Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J. K., Thomas, C. D., Descimon, H., Huntley, B., Kaila, L., Kullberg, J., Tammaru, T., Tennent, W. J., Thomas, J. A., & Warren, M. (1999). Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, *399*(6736), 579–583. <https://doi.org/10.1038/21181>
- Pavlik, B. M. (1996). Defining and measuring success. *Restoring Diversity. Strategies for Reintroduction of Endangered Plants*, 127–156.

- Piazza, C., Hugot, L., Richard, F., & Schatz, B. (2011). Bilan des opérations de conservation in situ réalisées entre 1987 et 2004 en Corse: Quelles leçons pour demain ? *Ecologia Mediterranea*, 37, 7–16.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., & Morrison, D. (2000). Environmental and Economic Costs of Nonindigenous Species in the United States. *BioScience*, 50(1), 53–65. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0053:EAEECON\]2.3.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0053:EAEECON]2.3.CO;2)
- Prober, S. M., Doerr, V. A. J., Broadhurst, L. M., Williams, K. J., & Dickson, F. (2019). Shifting the conservation paradigm: A synthesis of options for renovating nature under climate change. *Ecological Monographs*, 89(1), e01333. <https://doi.org/10.1002/ecm.1333>
- Reading, R. P., Clark, T. W., & Griffith, B. (1997). The influence of valuational and organizational considerations on the success of rare species translocations. *Biological Conservation*, 79(2–3), 217–225. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(96\)00105-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00105-X)
- Reading, R. P., Clark, T. W., & Kellert, S. R. (2002). *Towards an endangered species reintroduction paradigm*.
- Reich, P. B., Sendall, K. M., Rice, K., Rich, R. L., Stefanski, A., Hobbie, S. E., & Montgomery, R. A. (2015). Geographic range predicts photosynthetic and growth response to warming in co-occurring tree species. *Nature Climate Change*, 5(2), 148–152. <https://doi.org/10.1038/nclimate2497>
- Riba, M., Mignot, A., Fréville, H., Colas, B., Imbert, E., Vile, D., Virevaire, M., & Olivieri, I. (2005). Variation in Dispersal Traits in a Narrow-endemic Plant Species, *Centaurea corymbosa* Pourret. (Asteraceae). *Evolutionary Ecology*, 19(3), 241–254. <https://doi.org/10.1007/s10682-005-0913-4>

- Ricciardi, A., & Simberloff, D. (2009). Assisted colonization is not a viable conservation strategy. *Trends in Ecology & Evolution*, *24*(5), 248–253.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.12.006>
- Rich, T. C. G., Gibson, C., & Marsden, M. (1999). Re-establishment of the extinct native plant *Filago gallica* L.(Asteraceae), narrow-leaved cudweed, in Britain. *Biological Conservation*, *91*(1), 1–8. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00046-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00046-4)
- Richardson, D. M., Hellmann, J. J., McLachlan, J. S., Sax, D. F., Schwartz, M. W., Gonzalez, P., Brennan, E. J., Camacho, A., Root, T. L., Sala, O. E., Schneider, S. H., Ashe, D. M., Clark, J. R., Early, R., Etterson, J. R., Fielder, E. D., Gill, J. L., Minter, B. A., Polasky, S., ... Vellend, M. (2009). Multidimensional evaluation of managed relocation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *106*(24), 9721–9724.
<https://doi.org/10.1073/pnas.0902327106>
- Robert, A., Colas, B., Guigon, I., Kerbirou, C., Mihoub, J.-B., Saint-Jalme, M., & Sarrazin, F. (2015). Defining reintroduction success using IUCN criteria for threatened species: A demographic assessment: Reintroduction success and IUCN criteria. *Animal Conservation*, *18*(5), 397–406. <https://doi.org/10.1111/acv.12188>
- Rodrigues, A., Pilgrim, J., Lamoreux, J., Hoffmann, M., & Brooks, T. (2006). The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, *21*(2), 71–76.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.10.010>
- Rodrigues, A. S. L., & Gaston, K. J. (2002). Rarity and Conservation Planning across Geopolitical Units. *Conservation Biology*, *16*(3), 674–682.
<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00455.x>
- Rooij, S. A. M. van, Baveco, J. M., Bugter, R. J. F., Eupen, M. van, Opdam, P. F. M., Steingröver, E. G., Taylor, S., & Steenwijk, H. van. (2007). *Adaptation of the landscape*

- for biodiversity to climate change: Terrestrial case studies Limburg (NL), Kent and Hampshire (UK) (No. 1543; p.). Alterra [etc.].*
<https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/367695>
- Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A. J., Hilton-Taylor, C., Neugarten, R., Butchart, S. H. M., Collen, B., Cox, N., Master, L. L., O'Connor, S., & Wilkie, D. (2008). A Standard Lexicon for Biodiversity Conservation: Unified Classifications of Threats and Actions: *Classifications of Threats & Actions. Conservation Biology*, 22(4), 897–911.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00937.x>
- Sansilvestri, R., Frascaria-Lacoste, N., & Fernández-Manjarrés, J. F. (2015). Reconstructing a deconstructed concept: Policy tools for implementing assisted migration for species and ecosystem management. *Environmental Science & Policy*, 51, 192–201.
<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.04.005>
- Sarrazin, F. (2007). *A demographic frame for reintroductions*. BioOne.
- Sarrazin, F., & Barbault, R. (1996). *Reintroduction: Challenges and lessons for basic ecology*. Cambridge University Press, 5.
- Schatz, B., Gauthier, P., Debussche, M., & Thompson, J. D. (2014). A decision tool for listing species for protection on different geographic scales and administrative levels. *Journal for Nature Conservation*, 22(1), 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2013.09.003>
- Scheffers, B. R., De Meester, L., Bridge, T. C. L., Hoffmann, A. A., Pandolfi, J. M., Corlett, R. T., Butchart, S. H. M., Pearce-Kelly, P., Kovacs, K. M., Dudgeon, D., Pacifici, M., Rondinini, C., Foden, W. B., Martin, T. G., Mora, C., Bickford, D., & Watson, J. E. M. (2016). The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. *Science*, 354(6313), aaf7671. <https://doi.org/10.1126/science.aaf7671>
- Schwartz, M. (2005). *Conservationists Should Not Move *Torreya taxifolia**. 4.

- Schwartz, M. W. (2003). Assessing Population Viability in Long-Lived Plants. In C. A. Brigham & M. W. Schwartz (Eds.), *Population Viability in Plants: Conservation, Management, and Modeling of Rare Plants* (pp. 239–266). Springer.
https://doi.org/10.1007/978-3-662-09389-4_9
- Seddon, P. J. (1999). Persistence without intervention: Assessing success in wildlife reintroductions. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(12), 503.
[https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01720-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01720-6)
- Seddon, P. J. (2015). Using the IUCN Red List criteria to assess reintroduction success. *Animal Conservation*, 18(5), 407–408. <https://doi.org/10.1111/acv.12239>
- Seddon, P. J., Armstrong, D. P., & Maloney, R. F. (2007). Developing the Science of Reintroduction Biology. *Conservation Biology*, 21(2), 303–312.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00627.x>
- Seddon, P. J., Griffiths, C. J., Soorae, P. S., & Armstrong, D. P. (2014). Reversing defaunation: Restoring species in a changing world. *Science*, 345(6195), 406–412.
<https://doi.org/10.1126/science.1251818>
- Seddon, P. J., Moro, D., Mitchell, N. J., Chauvenet, A. L., & Mawson, P. R. (2015). Proactive conservation or planned invasion? Past, current and future use of assisted colonisation. *Advances in Reintroduction Biology of Australian and New Zealand Fauna*, 105.
- Seddon, P. J., Soorae, P. S., & Launay, F. (2005). Taxonomic bias in reintroduction projects. *Animal Conservation*, 8(1), 51–58. <https://doi.org/10.1017/S1367943004001799>
- Shier, D. M. (2015). Developing a standard for evaluating reintroduction success using IUCN Red List indices. *Animal Conservation*, 18(5), 411–412.
<https://doi.org/10.1111/acv.12242>

- Silcock, J. L., Simmons, C. L., Monks, L., Dillon, R., Reiter, N., Jusaitis, M., Vesk, P. A., Byrne, M., & Coates, D. J. (2019). Threatened plant translocation in Australia: A review. *Biological Conservation*, 236, 211–222. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.002>
- Silva, J. P., & Kommission, G. U. E. (2011). *LIFE preventing species extinction: Safeguarding endangered flora and fauna through ex-situ conservation*. Publ. Office of the European Union.
- Simberloff, D., & Von Holle, B. (1999). Positive Interactions of Nonindigenous Species: Invasional Meltdown? *Biological Invasions*, 1(1), 21–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010086329619>
- Sivinski, P. R. (2008). *Knowlton's Cactus/Pediocactus knowltonii*.
- Skikne, S. A., Borker, A. L., Terrill, R. S., & Zavaleta, E. (2020). Predictors of past avian translocation outcomes inform feasibility of future efforts under climate change. *Biological Conservation*, 247, 108597. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108597>
- Soorae, P. S. (2010). GLOBAL RE-INTRODUCTION PERSPECTIVES: Additional case-studies from around the globe. *IUCN/SSC Re-Introduction Specialist Group, Abu Dhabi, UAE, Xii*.
- Soorae, P. S. (2021). *Global conservation translocation perspectives: 2021. Case studies from around the globe*. by: IUCN SSC Conservation Translocation Specialist Group, Environment Agency
- Soorae, Pritpal. S. (Ed.). (2018). *Global reintroduction perspectives: 2018. Case studies from around the globe* (6th ed.). IUCN, International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2018.08.en>

- Sordello, R., Herard K., Coste S., Conruyt-rogeon G., & Touroult J. (2014). *Le changement climatique et les réseaux écologiques: Point sur la connaissance et pistes de développement*. http://www.trameverteetbleue.fr/sites/default/files/141016_-_changement_climatique_mnhn-spn.pdf
- Soulé, M. E. (1985). What is conservation biology? *BioScience*, 35(11), 727–734.
- Spencer, C., McClelland, B., & Stanford, J. (1991). *SHRIMP STOCKING, SALMON COLLAPSE, AND EAGLE DISPLACEMENT*. <https://doi.org/10.2307/1311536>
- Stahl, P., Vandel, J. m., Herrenschmidt, V., & Migot, P. (2001). Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: Long-term trend and spatial variability. *Journal of Applied Ecology*, 38(3), 674–687. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00625.x>
- Stringer, A. P., & Gaywood, M. J. (2016). The impacts of beavers *Castor* spp. On biodiversity and the ecological basis for their reintroduction to Scotland, UK. *Mammal Review*, 46(4), 270–283. <https://doi.org/10.1111/mam.12068>
- Sutherland, W. J., Armstrong, D., Butchart, S. H. M., Earnhardt, J. M., Ewen, J., Jamieson, I., Jones, C. G., Lee, R., Newbery, P., Nichols, J. D., Parker, K. A., Sarrazin, F., Seddon, P. J., Shah, N., & Tatayah, V. (2010). Standards for documenting and monitoring bird reintroduction projects. *Conservation Letters*, 3(4), 229–235. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00113.x>
- Swan, K. D., Lloyd, N. A., & Moehrensclager, A. (2018). Projecting further increases in conservation translocations: A Canadian case study. *Biological Conservation*, 228, 175–182. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.10.026>
- Swan, K. D., McPherson, J. M., Seddon, P. J., & Moehrensclager, A. (2016). Managing Marine Biodiversity: The Rising Diversity and Prevalence of Marine Conservation

Translocations. *Conservation Letters*, 9(4), 239–251.

<https://doi.org/10.1111/conl.12217>

Tabarelli, M., Mantovani, W., & Peres, C. A. (1999). Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 91(2), 119–127. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00085-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00085-3)

TEREO. (2018). *TEREO - 2018—Suivi 2018 des opérations de translocation—Dianthus superbis—Clarafond-Arcine*.

Thévenin, C., Mouchet, M., Robert, A., Kerbiriou, C., & Sarrazin, F. (2018). Reintroductions of birds and mammals involve evolutionarily distinct species at the regional scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(13), 3404–3409. <https://doi.org/10.1073/pnas.1714599115>

Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N., de Siqueira, M. F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A. S., Midgley, G. F., Miles, L., Ortega-Huerta, M. A., Peterson, A. T., Phillips, O. L., & Williams, S. E. (2004). *Extinction risk from climate change*. 427, 6.

Travis, J. M. J., Delgado, M., Bocedi, G., Baguette, M., Bartoń, K., Bonte, D., Boulangeat, I., Hodgson, J. A., Kubisch, A., Penteriani, V., Saastamoinen, M., Stevens, V. M., & Bullock, J. M. (2013). Dispersal and species' responses to climate change. *Oikos*, 122(11), 1532–1540. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.00399.x>

UICN France, FCBN, & AFB & MNHN. (2018). *La Liste rouge des espèces menacées en France: Flore vasculaire de France métropolitaine*. <https://uicn.fr/wp-content/uploads/2019/01/liste-rouge-de-la-flore-vasculaire-de-france-metropolitaine.pdf>

- Vazquez, L.-B., Rodríguez, P., & Arita, H. T. (2008). Conservation planning in a subdivided world. *Biodiversity and Conservation*, 17(6), 1367–1377. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9320-9>
- Vilà, C., Sundqvist, A.-K., Flagstad, ystein, Seddon, J., rnerfeldt, S. B., Kojola, I., Casulli, A., Sand, H., Wabakken, P., & Ellegren, H. (2003). Rescue of a severely bottlenecked wolf (*Canis lupus*) population by a single immigrant. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2184>
- Vitt, P., Havens, K., Kramer, A. T., Sollenberger, D., & Yates, E. (2010). Assisted migration of plants: Changes in latitudes, changes in attitudes. *Biological Conservation*, 143(1), 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.08.015>
- Volis Sergei. (2017). *Complementarities of two existing intermediate conservation approaches / Elsevier Enhanced Reader*. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2017.10.005>
- Weeks, A. R., Sgro, C. M., Young, A. G., Frankham, R., Mitchell, N. J., Miller, K. A., Byrne, M., Coates, D. J., Eldridge, M. D. B., Sunnucks, P., Breed, M. F., James, E. A., & Hoffmann, A. A. (2011). Assessing the benefits and risks of translocations in changing environments: A genetic perspective: Translocations in changing environments. *Evolutionary Applications*, 4(6), 709–725. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2011.00192.x>
- Weise, F. J., Stratford, K. J., & van Vuuren, R. J. (2014). Financial Costs of Large Carnivore Translocations – Accounting for Conservation. *PLoS ONE*, 9(8), e105042. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105042>
- Wilcove, D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., & Losos, E. (1998). Quantifying Threats to Imperiled Species in the United States. *BioScience*, 48(8), 607–615. <https://doi.org/10.2307/1313420>

- Willis, S. G., Hill, J. K., Thomas, C. D., Roy, D. B., Fox, R., Blakeley, D. S., & Huntley, B. (2009). Assisted colonization in a changing climate: A test-study using two U.K. butterflies. *Conservation Letters*, 2(1), 46–52. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2008.00043.x>
- Wong, C., Canada, Environment Canada, & Canadian Councils of Resource Ministers. (2012). *Guidance for the preparation of ESTR products—Classifying threats to biodiversity*. Canadian Councils of Resource Ministers. http://epe.lac-bac.gc.ca/100/201/301/weekly_checklist/2012/internet/w12-10-U-E.html/collections/collection_2012/ec/En14-43-2-2012-eng.pdf
- Yiming, L., & Wilcove, D. S. (2005). Threats to Vertebrate Species in China and the United States. *BioScience*, 55(2), 147. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0147:TTVSIC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0147:TTVSIC]2.0.CO;2)
- Zaninetti, J.-M. (2006). L'urbanisation du littoral en France. *Population Avenir*, n° 677(2), 4–8.

Liste des Figures

--Dans l'introduction--

Figure 1 : Les différents types de translocations conservatoires..... 23

Figure 2 : Page d'accueil de la base de données TRANLOC
(<http://translocations.in2p3.fr/index.php>)..... 44

--Dans le chapitre 1--

Figure 1. Location of host sites for plant translocations in the Western Palearctic. The size of the dots depends on the number of populations translocated in the site. 60

Figure 2. Location of host sites for plant translocations in the Western Palearctic on a geographic compass (with longitude and latitude axes) where all source sites have been grouped together at a single central point. 62

Figure 3. Relationship between the Euclidian climatic and geographic distances separating source and host sites in Western Palearctic plant translocations. The green dots correspond to translocations at a distance <1km, the purple ones at distances between 1 and 25 km, the blue ones at distances > 25 km. The scatterplot is displayed with its two marginal histograms and kernel density estimations. 63

Figure 4. Principal component analysis of bioclimatic variables in the Western Palearctic. Left: Factorial climate space in the two main components (axes 1 and 2) and vectors corresponding to the seven bioclimatic variables. 65

Figure 5. Position of host sites for plant translocations in the Western Palearctic on a climatic compass where all source sites have been grouped together at a single central point. The numbers on the dashed circles are the transformed climatic distances. 66

Figure 6. Boxplots showing the distributions of the percentages of simulated geographic points that have an Euclidian climatic distance to the source site lower than that of the true host site. Left: with random simulated points around the source site, at a distance equal to that where the host site is $\pm 5\%$, in any direction. Right: with random simulated points around the chosen host site, in an area with a radius equal to 0.25 times the distance separating source and host sites. The x-axis separates source-host pairs according the distance between them (in km). *** indicates that the proportion of simulated geographic points with a lower climatic distance from the source site than the true host site was significantly less than 50% ($P < 0.001$, Student's t-tests). 67

--Dans le chapitre 3--

Figure 1 : Carte des CBN enquêtés et nombre d'opérations de translocations étudiées par CBN. Source : carte modifiée à partir de -FCBN (2019) : <http://cbnfc-ori.org/cbnfc-ori/le-reseau-des-conservatoires-botaniques-nationaux>. 132

Figure 2 : Schéma théorique des acteurs impliqués dans une translocation et leurs interactions (définition et exemples d'acteurs dans le Tableau 2). 140

Figure 3 : Répartition des coûts par principales étapes d'une translocation (telles que décrites dans le Tableau 2) pour les 34 opérations analysées avec les CBN enquêtés. 141

Figure 4 : Boite à moustaches des coûts (en euros₂₀₂₀) pour les trois phases d'une translocation. 142

--Dans les annexes du chapitre 1--

SuppInfo – **Figure S1**. Examples of sites that were excluded from the final dataset because the size of maximum possible errors resulting from uncertainty in site locations was too large.. 253

SuppInfo – **Figure S2**. Areas (in light blue) within which geographical point were randomly selected around source sites (simulation 1) or host sites (simulation 2) 254

SuppInfo – **Figure S3**. Distribution of plant translocation distances in the Western Palearctic with untransformed data (left) and after the transformation $\mathbf{x}' = \mathbf{logx13} + \mathbf{1}$ (right). 255

SuppInfo – **Figure S4**—Distribution of bootstrap means of differences between host and source sites in longitude, latitude, and coordinates on axes 1 and 2 of the Principal Component Analysis on bioclimatic variables (host minus source site values). 257

Liste des tableaux

--Dans l'introduction--

Tableau 1 : Inventaire des principaux critères de succès des translocations végétales cités dans la littérature scientifique..... 31

Tableau 2 : Liste non exhaustive des types et exemples de facteurs pouvant contribuer au succès des translocations..... 37

--Dans le chapitre 1--

Table 1. Bootstrap confidence intervals for the differences in geographic and climatic variables between host and source sites for plant translocations in the Western Palearctic (host site values minus source site values)..... 64

--Dans le chapitre 2--

Table 1. Number of different species translocated in each French metropolitan region and overall France, with percentages of protected and threatened (CR-EN-VU sensu IUCN) at regional and national levels..... 91

Table 2. Number of translocated populations for which a threat has been identified in translocation documents as impacting populations of the translocated species at the regional level, by threat category and by French metropolitan region..... 94

Table 3. Proportion of voluntary and regulatory plant translocations in each French metropolitan region..... 97

Table 4. Number of voluntary and regulatory translocated populations for which a threat has been identified in translocation documents as impacting populations of the translocated species at the regional level, by threat category. 98

--Dans le chapitre 3--

Tableau 1 : Les principales catégories d'acteurs impliqués dans une opération de translocation. 133

Tableau 2 : Les différentes phases et sous-étapes d'une opération de translocation 139

--Dans les annexes du chapitre 1--

Table S1. Geographic distances (in km) between host and source sites for plant translocations in the Western Palearctic according to the latitude from the southernmost (first quartile) to the northernmost operations (fourth quartile). 258

Table S2. Geographic distances (in km) between host and source sites for plant translocations in France and Spain. 258

Table S3. Differences in longitudes between host and source sites (host site values minus source site values) for plant translocations in the Western Palearctic according to the latitude from the southernmost (first quartile) to the northernmost operations (fourth quartile). 259

Table S4. Differences in latitudes between host and source sites (host site values minus source site values) for plant translocations in the Western Palearctic according to the latitude from the southernmost (first quartile) to the northernmost operations (fourth quartile). 259

Table S5. Differences in altitudes between host and source sites (host site values minus source site values) for plant translocations in the Western Palearctic according to the latitude from the southernmost (first quartile) to the northernmost operations (fourth quartile). 260

Table S6. Climatic distances between host and source sites (host site values minus source site values) for plant translocations in the Western Palearctic according to the latitude from the southernmost (first quartile) to the northernmost operations (fourth quartile). 260

Liste des abréviations

BDD	Base De Données
BE	Bureau d'Etude
BTP	Bâtiment et Travaux Publics
CBN	Conservatoire Botanique National
CNPN	Conseil National de Protection de la Nature
CEN	Conservatoire des Espaces Naturels
CR	Critically endangered
CSE	Commission de la Sauvegarde des Espèces
CSRPN	Conseil Scientifique Régional de Protection de la Nature
DDTM	Direction Départementale des Territoires et de la Mer
DREAL	Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
EN	Endangered
ERC	Eviter-Reduire-Compenser
ETP	Equivalent Temps Plein
FCBN	Fédération des Conservatoires Botaniques Nationaux
GADM	Global Administrative Areas
INPN	Inventaire National du Patrimoine Naturel
IPBES	Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IUCN	International Union for the Conservation of the Nature
LC	Least Concern
MNHN	Museum National d'Histoire Naturel
OFB	Office Français de la Biodiversité
ONG	Organisation Non Gouvernementale
PCA	Principal Component Analysis
PNA	Plan National d'Action
PVA	Population Viability Analysis
SDM	Species Distribution Modelling
SIG	Système d'Information Géographique
SSC	Species Survival Commission
UICN	Union International pour la Conservation de la Nature
VU	Vulnerable

Annexes

1. Annexes 1 - Introduction

Notice d'utilisation de la base de données TRANSLOC

Base de données sur les translocations de populations végétales et animales dans le paléarctique occidental pour obtenir des populations viables.

Mise à jour faite le 02 septembre 2018

I. Précisions sur le type de translocations incluses dans la base de données.

Une translocation consiste en un déplacement intentionnel, par l'homme, d'organismes vivants d'un site vers un autre site. **Les translocations incluses dans la base de données sont des translocations ayant pour objectif d'aboutir à des populations viables, quelles que soient les autres objectifs qui accompagnent éventuellement l'objectif de population viable et les motivations plus générales pouvant englober cet objectif.**

Par exemple, l'objectif de population viable (voir définition dans l'encadré 1) peut côtoyer un objectif expérimental (Ref) ou de régulation (e.g., limiter l'érosion). De même, il peut être englobé dans un objectif plus général de conservation de l'espèce, de fourniture d'un service d'approvisionnement (bois, Ref.), (re-)constitution d'une communauté d'organismes ou de restauration d'un fonctionnement écosystémique dans un paysage, etc. Enfin, les motivations profondes de ces différents objectifs peuvent également être variées et être d'ordre scientifique, philosophique, politique, métaphysique...

En revanche, la BDD Transloc n'inclut pas... [*dans un labo, un jardin d'expérimentation où la pop sera détruite après l'expérimentation, un jardin d'agrément où les individus de la pop bénéficient de soins réguliers (nourrissage, arrosage, élimination des compétiteurs ou parasites...), dans une aire de culture ou d'élevage où les individus sont remplacés par d'autres individus déplacés, après prélèvement des premiers...*]

Les organismes concernés par la BDD sont les embryophytes (mousses, fougères, plantes à graines), les lichens et les animaux.

La zone géographique concernée par la BDD est le paléarctique occidental, c'est-à-dire l'Europe au sens géographique du terme (jusqu'à l'Oural et le Caucase) et le pourtour méditerranéen.

Les sites d'accueil peuvent éventuellement être largement issus des activités humaines ou même artificialisés (e.g., en zone urbaine) à la condition formelle de permettre la viabilité future de la population transloquée. Ils peuvent être déjà occupés par le taxon transloqué au moment de la translocation (renforcement de population), l'avoir été dans le passé (réintroduction) ou non (introduction).

Encadré 1. Qu'entend-on par population viable ?

Une population est viable si les taux de survie, de fécondité et de dispersion des individus qui la constituent lui permettent, sans intervention directe de l'homme, de persister pendant de nombreuses générations. La démographie d'une population naturelle étant soumise à des processus aléatoires, on ne peut envisager la persistance ou l'extinction d'une population dans l'avenir qu'en termes probabilistes. Idéalement, avec de très bons jeux de données, il est possible d'estimer les probabilités d'extinction des populations transloquées grâce à des simulations basées sur des modèles démographiques. On peut fixer une probabilité d'extinction seuil sur une période de temps donnée dans le futur, et définir les populations comme viables ou non viables selon que leur probabilité d'extinction est en dessous ou au-dessus de ce seuil (par exemple, une probabilité d'extinction de 5% sur 100 ans). Dans la pratique, les jeux de données qui permettent de telles estimations sont rares et la viabilité des populations est souvent estimée grâce à d'autres indicateurs, tels que ceux utilisés par l'UICN pour évaluer la vulnérabilité des espèces (critères A à D, UICN 2001).

La structure fondamentale de la BDD est sur une base populationnelle, c'est-à-dire que l'unité de base à partir de laquelle les translocations sont décrites correspond à une population ou projet de population issue d'une translocation. Un soin particulier est donc accordé à la définition du nombre et des limites des populations transloquées dans les programmes de translocation, qui peuvent en comprendre plusieurs (voir encadré 2).

Encadré 2. Comment délimite-t-on les populations ?

Une population regroupe des ensembles d'individus de même espèce ayant régulièrement des interactions entre eux (interactions sociales ou chimiques, reproduction sexuée). Si, en considérant deux ensembles d'individus, on estime, étant donné ce qu'on sait de la biologie du taxon, de la structure du paysage et de la distance entre leurs localisations, qu'il est probable que des événements de dispersion ne se produisent que peu fréquemment (e.g. quelques rares fois par génération ou moins), voire jamais, alors on considère que ces deux ensembles correspondent à deux populations distinctes.

Dans certains cas, il peut être difficile de juger si des zones proches doivent être incluses dans la même population ou non. *A priori*, si les auteurs d'un document décrivant une translocation utilisent le terme 'population', on considérera cette entité comme une population dans la base de données. Si ce terme n'est pas utilisé, ou s'il s'avère qu'il n'a pas le même sens que celui défini ci-dessus, on (re-)définira les populations transloquées en fonction de notre définition du paragraphe précédent.

II. Structure de la base de données.

La BDD contient des données relatives aux populations transloquées et des données relatives aux taxons transloqués.

Les données relatives aux populations sont géographiques, temporelles, organisationnelles, techniques, écosystémiques, démographiques, bibliographiques.

Les données relatives aux taxons (seuls apparaissent les taxons ayant au moins une population transloquée dans la base) sont taxonomiques, biologiques et biogéographiques.

III. Données populationnelles.

1. Code population et numérotation

pop_cod = Population code = Code population

Code de la population transloquée, généré automatiquement.

Champ qui contient (et ne contient que) une suite de 8 lettres suivies d'un tiret haut et de deux chiffres, sans espace. Les quatre premières lettres sont les quatre premières lettres du nom de genre, les quatre lettres suivantes sont les quatre premières lettres du nom d'espèce, les trois chiffres correspondent à un numéro de population transloquée, pouvant aller de 001 à 999 pour chaque espèce (e.g., **Centcory-001** pour la première population transloquée de *Centaurea corymbosa*). Pour les espèces dont le nom de genre ou le nom d'espèce comprennent moins de quatre lettres (e.g., *Sus scrofa*), on remplace chaque lettre manquante par un tiret bas (e.g., **Sus_scro-001**).

Remarques :

1. A chaque population correspond donc un code unique, permettant de la retrouver facilement dans la base de données.
2. Au 02 septembre 2018, ce système de codification en 4+4 lettres suffit à discriminer toutes les espèces. Il n'est pas exclu dans l'avenir que deux espèces distinctes aient la même suite de 8 lettres, mais ces cas seront probablement rares (et cela n'empêchera pas chaque population d'avoir un code unique grâce aux chiffres).
3. Ce système ne permet pas de discriminer différentes sous-espèces simplement en lisant le code, il faut pour cela vérifier le champ Sous-espèce dans le cadre 'Informations de base'. Les espèces pour lesquelles au moins deux sous-espèces auront été transloquées seront certainement rares (au 02 septembre 2018, il n'y en a pas chez les plantes).

2. Cadre INFORMATIONS DE BASE

Genre

Indique le nom de genre du taxon transloqué, en général celui retenu par GBIF (<https://www.gbif.org/>).

Espèce

Indique le nom d'espèce du taxon transloqué, en général celui retenu par GBIF (<https://www.gbif.org/>).

Sous-espèce

Indique le nom de sous-espèce du taxon transloqué, en général celui retenu par GBIF (<https://www.gbif.org/>).

Nom utilisé dans les documents concernant cette population

Indique les noms (genre – espèce – sous-espèce), différents du nom retenu, donnés au taxon dans les documents relatifs à la population transloquée.

Pays

Indique le pays où se trouve le centre de la population transloquée.

Année

Indique l'année au cours de laquelle ont eu lieu les premiers lâchers/semis/transplantations dans le site de translocation, ou l'année médiane d'un intervalle de temps quand l'année précise est incertaine.

3. Cadre GESTION DE LA FICHE

pop_cod = Population code = Code population

Code de la population transloquée, généré automatiquement. Voir 1. Code population et numérotation.

metapop = Metapopulation = Métapopulation

Métapopulation. Reprise automatique du code généré sous l'onglet 'Type/Phase'.

Si la population transloquée fait partie d'une métapopulation comprenant d'autres populations transloquées et répertoriées dans la base, ce champ contient (et ne contient que) une suite de 8 lettres suivies d'un tiret haut, de 'meta' et de trois chiffres, sans espace. Les quatre premières lettres sont les quatre premières lettres du nom de genre, les quatre lettres suivantes sont les quatre premières lettres du nom d'espèce, 'meta' indique qu'il s'agit d'une métapopulation, les trois chiffres correspondent à un numéro de métapopulation, pouvant aller de 001 à 999 pour chaque espèce (e.g., **Centcory-meta-001** pour la première métapopulation de *Centaurea corymbosa*). Pour les espèces dont le nom de genre ou le nom d'espèce comprennent moins de quatre lettres (e.g., *Sus scrofa*), on remplace chaque lettre manquante par un tiret bas (e.g., **Sus_scro-meta-001**). **SO** = sans objet si la population transloquée ne fait pas partie d'une métapopulation comprenant d'autres populations transloquées et répertoriées dans la base

community = Community = Communauté

Communauté. Reprise automatique du code généré sous l'onglet 'Type/Phase'.

Si la population transloquée fait partie d'une communauté d'espèces comprenant d'autres espèces transloquées dans un des sites de translocation de la population en question, et répertoriées dans la base, ce champ contient (et ne contient que) la suite de caractères 'commun-' suivie de trois chiffres, sans espace (e.g., **commun-001**, **commun-002**...). **SO** = sans objet si la population transloquée ne fait pas partie d'une communauté d'espèces comprenant d'autres espèces transloquées dans un des sites de translocation de la population en question, et répertoriées dans la base.

Auteur fiche

Nom et prénom de l'administrateur ayant créé la population dans la BDD (généré automatiquement).

Date de création

Date de création de la population dans la BDD (généralisé automatiquement).

Dernière modif.

Date de dernière mise à jour des données concernant cette population dans la BDD (généralisé automatiquement).

init_info = Initial information = Information initiale

Origine de l'information initiale. Une seule réponse possible.

Indique la manière dont les premières informations relatives à cette population sont arrivées à la connaissance du premier contributeur aux informations de cette population. **Requête** = directement à la suite d'une requête sur un moteur de recherche internet, effectuée avec des mots-clés ciblant les translocations en général ; **Interrogation** = directement à la suite d'une interrogation formelle, cherchant précisément des informations sur l'existence de translocations, d'un organisme en charge de translocations (ministère, représentant de l'Etat dans un territoire, conseil consultatif, réserve naturelle, entreprise privée, association...) ; **Com pers** = à la suite d'une communication personnelle en dehors du cadre de l'interrogation formelle précisée ci-dessus ; **Citation** = en lisant un article scientifique ou tout autre document (poster, compte-rendu, page web...), dont le sujet principal n'est pas nécessairement cette translocation, mais qui au moins suggère son existence (cela peut être une review sur des translocations, un article scientifique sur un autre sujet, une page web d'un site naturaliste ou de conservation, etc.) ; **Autre** = autrement (je ne vois pas trop ce que ça peut être d'autre en fait, mais au cas où...).

Nota Bene : Si une requête par mots-clés sur un moteur de recherche internet aboutit à un document (comme une review) qui liste explicitement une série de populations transloquées, mettre 'requête', même s'il n'y a pas plus d'informations sur cette population que celle de son existence.

last_admin_check = Last administrator's check = Dernière revue administrateurs

Année de la dernière vérification des données concernant cette population. Une seule réponse possible.

Indique la dernière année au cours de laquelle des informations relatives à cette population ont été cherchées et/ou récupérées par un administrateur de la base de données.

most_recent_dat = Most recent data = Dernières informations connues

Année des dernières informations connues concernant cette population. Une seule réponse possible.

Indique l'année la plus récente pour laquelle des informations relatives à cette population étaient disponibles quand cela a été vérifié la dernière fois (c'est-à-dire au cours de l'année indiquée dans le champ 'Dernière revue administrateurs'). Cela peut être l'année de publication du document le plus récent relatif à cette population ou une année antérieure si le document précise explicitement l'année des données les plus récentes.

pub = Publication = Publication

Publication. Une seule réponse possible.

Indique si, au minimum, le nom de l'espèce, un pays et une année de translocation (ou un intervalle) ont été signalés dans une publication, que ce soit un livre, un article de journal scientifique à comité de lecture, une revue naturaliste, un rapport édité, des comptes-rendus de conférence publiés dans un journal, etc., c'est-à-dire tout document destiné à être reproduit et diffusé publiquement (quelle que soit l'origine de l'information initiale précisée dans le champ 'Information initiale'). Cela ne comprend pas les posters, normalement faits en un seul exemplaire, ni les abstracts de conférence non publiés par un journal, destinés au public restreint des participants à la conférence, même si on peut les retrouver sur internet ensuite. **Pub**=oui ; **non pub**=non.

potentials = Potential sources of additional information = Sources potentielles d'informations complémentaires

Contacts et sources potentiels d'informations complémentaires. Champ pour texte libre.

Liste des noms, adresses... de personnes, organismes, sites internet, lettres ou comptes rendus périodiques... susceptibles d'être source d'informations non encore incluses dans la base de données à la date de la dernière vérification des informations relatives à la population transloquée (voir champ 'Dernière revue administrateurs').

Remarque :

Il est préférable que toutes les sources d'informations épuisées, dans le sens où elles ne sont plus susceptibles de donner d'informations complémentaires à celles déjà incluses dans la base de données (que ce soit des personnes, des sites, des lettres périodiques ou autres), n'apparaissent pas dans ce champ, pour éviter des recherches inutiles. La trace des sources d'informations déjà utilisées doit normalement se retrouver sous l'onglet 'Bibliographie' permettant de se référer à la base de données bibliographiques Zotero, même quand il s'agit de communications personnelles par mail ou de vive voix (dont on peut garder trace écrite dans des documents Word ou autre créés spécifiquement pour cela, et référencés).

general_rem = General remarks = Remarques générales

Remarques générales. Champ pour texte libre.

Indique toute information concernant la population, utile et non incluse par ailleurs dans la base.

4. Onglet CONTEXTE : champs relatifs à l'origine et au contexte du projet

organisations = Organisations = Organisations

Organisations. Champs pour texte libre.

Champs qui permettent de lister les différentes organisations (associations, établissements publics, entreprises...) et programmes (e.g. programme LIFE) qui ont été ou sont impliqués dans le projet de translocation.

reason = Reason = Motif

Motif de la translocation. Une seule réponse possible.

Champ qui indique si le projet de translocation est né principalement d'une **obligation** réglementaire ou réglementaire, est issu principalement d'une initiative **volontaire**, ou que ces deux motifs sont suffisamment **mêlés** pour qu'il soit difficile d'identifier le plus important.

Statut de protection de l'espèce

Indique si, au moment de la translocation, le taxon bénéficiait d'un statut de protection au niveau **Régional, National, Européen**, ou d'aucun statut de protection.

rescue = Rescue = Sauvetage

Sauvetage. Une seule réponse possible.

Oui si la translocation consiste en un déplacement d'individus à partir d'un site d'où ils risquent de disparaître rapidement à cause d'une altération de leur habitat dans le cadre d'un aménagement, vers un autre site naturel, éventuellement après un passage en centre de soins, jardin, serre... **Non** sinon.

extinc_yr = Prior extinction year = Année d'extinction avant réintroduction

Année d'extinction avant réintroduction.

Champ qui indique l'année au cours de laquelle l'espèce s'est vraisemblablement éteinte dans le site de translocation, dans le cas d'une réintroduction. Si l'année n'est pas connue avec précision, il est indiqué ici l'année médiane de l'intervalle connu. **SO** = sans objet si la translocation n'est pas une réintroduction.

extinc_yr_interval = Prior extinction year interval = Précision année extinction avant réintroduction

Précision de l'année d'extinction avant réintroduction.

Champ qui précise le nombre d'années antérieures ou postérieures à l'année indiquée dans le champ 'Année d'extinction avant réintroduction'. Valeur 0 s'i l'année était précise. **SO** = sans objet si la translocation n'est pas une réintroduction.

larg_scal_direct_driv

Titre court : Larger-scale direct drivers = Causes directes échelle large

Titre long : Causes directes de déclin ou d'extinction des populations du taxon transloqué, à échelle géographique large.

Champ qui indique la ou les différentes causes directes identifiées de déclin ou d'extinction des populations du taxon transloqué, **dans la zone géographique où a lieu la translocation ou à une échelle plus large** (éventuellement sur l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce mais pas nécessairement).

Réponses possibles :

- **Surexploitation** : exploitation excessive de ressources biologiques sauvages, par chasse, pêche, cueillette... à des fins alimentaires, récréatives, de recherche, culturelles..., ou destruction d'organismes considérés comme nuisibles, que l'organisme auquel on s'intéresse subisse directement cette exploitation/destruction, parce qu'il en est la cible, ou qu'il en subisse indirectement la conséquence, parce l'organisme surexploité ou détruit constitue un mutualiste, une proie, ou un allié dans la chaîne trophique (un prédateur de prédateur de l'organisme concerné, par exemple...).

- **Disparition ou fragmentation d'habitats** : modifications de l'environnement consistant en une perte d'habitats favorables ou en leur fragmentation en patchs disjoints, à cause d'un événement naturel (feu...) ou de la modification de l'usage des terres par l'homme (déforestation pour l'agriculture, urbanisation, fermeture du milieu suite au recul du pastoralisme...).

- **Pollution** : modifications de l'environnement consistant en une altération d'habitats favorables par l'introduction de polluants ou de nutriments en excès (azote, phosphore...).

- **Espèces exotiques envahissantes** : modifications de l'environnement consistant en une altération d'habitats favorables par l'introduction d'une espèce exotique envahissante.

- **Changement climatique** : modifications de l'environnement consistant en une altération d'habitats favorables par l'effet d'un changement climatique.

- **SO** : sans objet car le taxon auquel on s'intéresse n'est pas en déclin dans la zone géographique où a lieu la translocation ou à une échelle plus large.

larg_scal_underlying_causes

Titre court : Larger-scale underlying factors = Facteurs sous-jacents échelle large

Titre long : Activités humaines impliquées en tant que facteur sous-jacent des causes directes de déclin des populations du taxon transloqué, à échelle géographique large.

Champ qui indique la ou les différentes activités humaines impliquées en tant que facteur sous-jacent des causes directes de déclin ou d'extinction des populations du taxon transloqué, **dans la zone géographique où a lieu la translocation ou à une échelle plus large** (éventuellement sur l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce mais pas nécessairement). La typologie des réponses a été inspirée de The Open Standards for the practice of Conservation [page <http://cmp-openstandards.org/using-os/tools/threats-taxonomy/>, consultée le 5 juin 2018 ; voir également Salafsky et al. (2008). A Standard Lexicon for Biodiversity Conservation: Unified Classifications of Threats and Actions. *Conservation Biology*, 22, 897–911].

Réponses possibles :

- **Développement résidentiel et commercial** = constructions ou utilisations d'espaces non agricoles laissant une empreinte considérable (habitations, centres commerciaux, pistes de ski, golfs, parcs de loisirs...) ;

- **Agriculture et aquaculture** = expansion ou intensification de pratiques culturelles ou d'élevage, y compris la sylviculture ou l'aquaculture ;

- **Mines et production d'énergie** = exploration, exploitation ou production de ressources non biologiques (minéraux, hydrocarbures ou énergie) ;

- **Infrastructures linéaires et transports** = routes, voies ferrées, ponts, pipelines, lignes électriques, canaux, y compris les protections, barrières qui leur sont associées, couloirs maritimes et aériens... ;

- **Exploitation de ressources biologiques** = tout ce qui est lié à la consommation de ressources biologiques sauvages par chasse, pêche, cueillette... à des fins alimentaires, récréatives, de recherche, culturelles..., que l'organisme soit la cible de cette activité ou en subisse accessoirement les conséquences ;

- **Dégradation ou dérangement** = toute activité humaine qui détruit, altère ou dérange des habitats ou espèces, sans que cette activité soit liée à une quelconque consommation (exercices militaires, VTT, escalade, vandalisme, bivouac, ski hors-piste, introduction d'animaux domestiques dans des zones sauvages...) ;

- **Modification de systèmes naturels** = activités liés à la gestion d'écosystèmes naturels ou semi-naturels, pour le bien-être humain (gestion de la fréquence des feux, construction de barrages, de lacs artificiels...), et qui modifient ou dégradent un habitat ;

- **Non lié aux activités humaines** = facteur sous-jacent de déclin identifié et non liée aux activités humaines (événement géologique, feu ou inondation ne semblant pas être survenu à cause d'une gestion particulière ou d'un aménagement particulier des terres...).

- **Aucun** = aucun des facteurs sous-jacents listés précédemment ne semble être en cause dans le déclin des populations du taxon transloqué, à échelle géographique large.

- **SO** = sans objet car le taxon auquel on s'intéresse n'est pas en déclin dans la zone géographique où a lieu la translocation ou à une échelle plus large.

small_scal_direct_driv

Titre court : Smaller-scale direct drivers = Causes directes petite large

Titre long : Causes directes de déclin ou d'extinction des populations du taxon transloqué, à petite échelle géographique.

Champ qui indique la ou les différentes causes directes identifiées de déclin ou d'extinction **de la ou des populations qui sont précisément impliquées dans la translocation**. Ce champ peut donc concerner soit le site d'accueil, dans le cas d'une réintroduction ou d'un renforcement, soit la ou les populations d'origine des individus transloqués dans le cas où ce sont ces populations qui ont été la source de préoccupation ayant entraîné la translocation. La typologie des causes est la même que celle du champ 'Causes directes échelle large'. Ces causes locales de déclin peuvent être les mêmes que celles identifiées à échelle plus large ou être certaines d'entre elles, voire être différentes.

small_scal_underlying_causes

Titre court : Smaller-scale underlying factors = Facteurs sous-jacents petite échelle

Titre long : Activités humaines impliquées en tant que facteur sous-jacent des causes directes de déclin des populations du taxon transloqué, à petite échelle géographique.

Champ qui indique la ou les différentes activités humaines impliquées en tant que facteur sous-jacent des causes directes de déclin ou d'extinction **de la ou des populations qui sont précisément impliquées dans la translocation**. Ce champ peut donc concerner soit le site d'accueil, dans le cas d'une réintroduction ou d'un renforcement, soit la ou les populations d'origine des individus transloqués dans le cas où ce sont ces populations qui ont été la source de préoccupation ayant entraîné la translocation. La typologie des facteurs est la même que celle du champ 'Facteurs sous-jacents échelle large'. Ces facteurs sous-jacents de déclin locaux peuvent être les mêmes que ceux identifiés à échelle plus large ou être certains d'entre eux, voire être différents.

justif = Justifications = Justifications

Plusieurs réponses possibles.

Champ qui précise les justifications de la mise en œuvre de la translocation. Les justifications possibles sont :

- **culturel** : pour engendrer une population viable qui fournira un service culturel (voir *cultural services*, Millenium Ecosystem Assessment 2005). On inclut dans cette catégorie de justification la volonté d'engendrer une population viable pour la simple raison qu'on lui accorde un intérêt en tant qu'élément de biodiversité, soit parce qu'on est attaché à cet élément particulier, soit à la biodiversité en général, pour des raisons scientifiques ou philosophiques.

- **approvisionnement** : pour engendrer une population viable qui fournira un service d'approvisionnement (voir *provisioning services*, Millenium Ecosystem Assessment 2005)

- **régulation** : pour engendrer une population viable qui fournira un service de régulation (voir *regulation services*, Millenium Ecosystem Assessment 2005)

- **appui** : pour engendrer une population viable qui fournira un service d'appui (voir *supporting services*, Millenium Ecosystem Assessment 2005)

- **expérimentale** = la population a fait l'objet d'une translocation pour des besoins expérimentaux (par exemple pour comprendre la génétique de l'adaptation, pour tester des méthodes de semis, de transplantation, etc.).

Nota bene : La mise en œuvre de la translocation ne peut pas avoir une justification expérimentale pour unique justification. Si c'est le cas, elle n'apparaît pas dans la base. Pour apparaître dans la base, la volonté de générer une population viable est nécessaire (cela peut être un objectif parmi d'autres).

[case à cocher] **principale** = Main = Principale

Case à cocher près d'une justification si la justification concernée est celle qui apparaît comme la plus importante, quand il y en plus d'une, dans la mise en œuvre de la translocation. Il est préférable d'en indiquer une seule comme principale, mais il est possible d'en indiquer plusieurs si plus d'une apparaissent essentielles.

justif_details = Details about justifications = Précisions sur justifications

Précisions sur les justifications. Champ pour texte libre.

Champ libre qui donne éventuellement des précisions sur les justifications indiquées dans les 2 champs 'Justifications principales' et 'Justifications secondaires'.

objectives = Precise programm objectives = Objectifs précis du programme

Objectifs précis du programme. Champ pour texte libre.

Champ qui précise les objectifs du projet tels qu'on les trouve décrits dans le ou les documents qui y font référence. Ces buts doivent être plus précis que 'réintroduire la population'. Par exemple : 'avoir une population toujours présente au bout de 2 ans' ou 'obtenir des individus reproducteurs'...

context_rem = Context remarks = Remarques contexte.

Remarques sur le contexte. Champ pour texte libre.

Champ ouvert dans lequel toute remarque non incluse dans les autres champs sur l'origine et le contexte du projet peut être faite.

5. Onglet TYPE/PHASE : champs relatifs au type de translocation et à la phase du programme

iucn_trloc_typ = IUCN translocation type = Type UICN de translocation

Type UICN de translocation. Une seule réponse possible.

Champ qui indique le type de translocation suivant les définitions de New RSG Reintro Guidelines 2013, de l'UICN. **Renforcement, Réintroduction, Colonisation assistée, Remplacement écologique.** Je laisse à François le soin de traduire la définition de ces termes avec lesquels j'ai beaucoup de mal.

altern_trloc_typ = Alternative translocation type = Type alternatif de translocation

Type alternatif de translocation. Une seule réponse possible.

Champ qui indique le type de translocation selon la classification suivante :

- **TA-Renf** = renforcement = translocation d'individus ajoutés à une population existante ;
- **TA-Réint** = réintroduction = translocation d'individus vers un site d'où une population s'est éteinte dans les temps historiques ;
- **CreDZO** = création d'une population dans la zone d'occurrence = translocation d'individus vers un site que le l'organisme n'a, à notre connaissance, pas occupé dans les temps historiques, mais qui se situait dans la zone d'occurrence du taxon au moment de la translocation ;
- **CreHZO** = création d'une population hors zone d'occurrence = translocation d'individus vers un site que le l'organisme n'a, à notre connaissance, pas occupé dans les temps historiques, et qui se situe en dehors de la zone d'occurrence du taxon au moment de la translocation ; la zone d'occurrence est définie comme la superficie d'un polygone convexe renfermant tous les sites où le taxon est présent (à l'exclusion d'individus erratiques ; pour plus de précisions sur la définition de cette zone, consultez la page http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/static/categories_criteria_2_3).

reinfo_rtyp = Reinforcement type = Type de renforcement

Type de renforcement. Une seule réponse possible.

Champ qui concerne uniquement les renforcements et qui indique si les individus qui ont été transloqués dans la population renforcée étaient auparavant nés :

- dans la **même pop**
 - soit ils sont nés dans cette même population et ont fait un séjour ex situ suffisamment prolongé pour leur permettre de franchir une étape du cycle de vie avec un taux de survie supérieur à celui qu'il aurait été in natura,
 - soit ils sont nés dans cette même population et ont été conservés ex situ pendant une période au cours de laquelle la taille de la population a décliné (e.g., des graines récoltées in natura et conservées en banque de graines plusieurs années au cours desquelles la pop s'est cassée la figure),
- **ex situ** quand ils sont nés ex situ, quelle que soit l'origine de leurs géniteurs,
- dans une ou plusieurs **autres pops** quand ils sont nés dans une autre population naturelle.
- dans des lieux classés dans au moins deux des catégories ci-dessus : **multi** (préciser lesquels dans le champ Remarques type).
- **SO** (sans objet) si la translocation n'est pas un renforcement.

clustering = Clustering = Regroupement

Regroupement. Une seule réponse possible.

Oui si la population transloquée considérée dans la base de donnée constitue en fait un regroupement d'au moins deux entités considérées séparément dans le ou les premiers documents qui

analysent ou relatent cette translocation. **Non** sinon. (Lire l'introduction à la structure de la base de données pour plus d'information sur la délimitation des populations (encadré 2)).

separation = Separation = Séparation

Séparation. Une seule réponse possible.

Oui si la population transloquée considérée dans la base de donnée constitue en fait une entité séparée d'un ensemble plus grand considéré comme une population dans le ou les premiers documents qui analysent ou relatent cette translocation. **Non** sinon. (Lire l'introduction à la structure de la base de données pour plus d'information sur la délimitation des populations (encadré 2)).

multi_sit = Multi-site = Multi-sites

Multi-sites. Une seule réponse possible.

Oui si il est connu qu'au moins une autre population de ce taxon a été renforcée, réintroduite ou introduite la même année dans la même région au sein du même projet. **Non** s'il est clair que non.

multi_sp = Multi-species = Multi-espèces

Multi-espèce. Une seule réponse possible.

Oui si il est connu qu'au moins une autre espèce a été renforcée, réintroduite ou introduite la même année dans le même site. **Non** s'il est clair que non.

first_trloc_yr = First translocation year = Année de première translocation

Année de la première translocation. Une seule réponse possible.

Année pendant laquelle les premiers individus utilisés pour la translocation (renforcement, réintroduction, création de population) ont été semés, plantés, lâchés... Si l'année n'est pas connue avec précision, il est indiqué ici l'année médiane de l'intervalle connu.

first_trloc_interv = First translocation year interval = Précision année de première translocation

Précision de l'année de la première translocation. Une seule réponse possible.

Champ qui précise le nombre d'années antérieures ou postérieures à l'année indiquée dans le champ 'Année première translocation' pendant lesquelles la première translocation a pu avoir lieu si l'année indiquée était imprécise. Il faudrait avoir un nombre ≤ 10 ici, de sorte que l'intervalle des possibles ne soit jamais de plus de 20 ans. Valeur 0 s'i l'année était précise.

last-trloc_yr = Last translocation year = Année de dernière translocation

Année de la dernière translocation. Une seule réponse possible.

Année pendant laquelle les derniers individus utilisés pour la translocation ont été semés, plantés, lâchés... Si l'année n'est pas connue avec précision, il est indiqué ici l'année médiane de l'intervalle connu.

last_trloc_interv = Last translocation year interval = Précision année de dernière translocation

Précision de l'année de la dernière translocation. Une seule réponse possible.

Champ qui précise le nombre d'années antérieures ou postérieures à l'année indiquée dans le champ 'Année dernière translocation' pendant lesquelles la dernière translocation a pu avoir lieu si

l'année indiquée était imprécise. Il faudrait avoir un nombre ≤ 10 ici, de sorte que l'intervalle des possibles ne soit jamais de plus de 20 ans. Valeur 0 s'i l'année était précise.

phase = Programm phase = Phase du programme

Phase du programme. Une seule réponse possible.

A la date des dernières informations connues (voir champ 'Dernières informations connues'), le programme de translocation concernant cette population était :

- en **projet** : aucune translocation n'avait encore eu lieu ;
- **en cours** : des translocations avaient déjà eu lieu mais d'autres étaient prévues ultérieurement ;
- en phase de **suivi post** : les translocations prévues avaient toutes eu lieu et on était en phase de suivi ;
- en phase **inconnue post** : les translocations prévues avaient toutes eu lieu mais on ne savait pas si la population était toujours suivie à la date des dernières infos ou pas ;
- en **arrêt** : il semblait clair que plus personne ne s'intéressait à la pop transloquée (quelle qu'en soit la raison).

metapop = Metapopulation = Métapopulation

Métapopulation. Champ repris automatiquement dans le cadre 'Gestion de la fiche'.

Si la population transloquée fait partie d'une métapopulation comprenant d'autres populations transloquées et répertoriées dans la base, ce champ contient (et ne contient que) une suite de 8 lettres suivies d'un tiret haut, de 'meta' et de trois chiffres, sans espace. Les quatre premières lettres sont les quatre premières lettres du nom de genre, les quatre lettres suivantes sont les quatre premières lettres du nom d'espèce, 'meta' indique qu'il s'agit d'une métapopulation, les trois chiffres correspondent à un numéro de métapopulation, pouvant aller de 001 à 999 pour chaque espèce (e.g., **Centcory-meta-001** pour la première métapopulation de *Centaurea corymbosa*). Pour les espèces dont le nom de genre ou le nom d'espèce comprennent moins de quatre lettres (e.g., *Sus scrofa*), on remplace chaque lettre manquante par un tiret bas (e.g., **Sus_scro-meta-001**). **SO** = sans objet si la population transloquée ne fait pas partie d'une métapopulation comprenant d'autres populations transloquées et répertoriées dans la base

community = Community = Communauté

Communauté. Champ repris automatiquement dans le cadre 'Gestion de la fiche'.

Si la population transloquée fait partie d'une communauté d'espèces comprenant d'autres espèces transloquées dans un des sites de translocation de la population en question, et répertoriées dans la base, ce champ contient (et ne contient que) la suite de caractères 'commun-' suivie de trois chiffres, sans espace (e.g., **commun-001**, **commun-002**...). **SO** = sans objet si la population transloquée ne fait pas partie d'une communauté d'espèces comprenant d'autres espèces transloquées dans un des sites de translocation de la population en question, et répertoriées dans la base.

typ_rem = Translocation type remarks = Remarques type translocation

Remarques sur le type de translocation. Champ pour texte libre.

Champ ouvert dans lequel toute remarque non incluse dans les autres champs sur le type de translocation et la phase du programme peut être faite.

6. Onglet LOCALISATION POP

Le bouton '**Ajouter une localité**' permet de générer une localité qui sera incluse dans la liste de localités de la BDD. Le champ '**Localité de référence**' indique la commune (voir précisions ci-dessous) où se trouve le centre de la population. Les champs '**Localités autres**' indiquent les autres communes sur lesquelles s'étale éventuellement la population.

La fenêtre qui s'ouvre en cliquant sur le bouton 'Ajouter une localité' permet une précision jusqu'à l'échelle de la commune. Généralement, le champ '**Commune**' correspond donc au nom d'une commune, mais il peut s'agir également du nom d'un parc naturel, d'une réserve, d'une île, d'un cap, d'un pic, d'un lac, etc., quand cela semble plus pertinent ou utile. A noter que dans tous les cas ce niveau de précision ne doit pas permettre de localiser précisément la population. La latitude et la longitude indiquées dans cette fenêtre correspondent au centre de la 'commune' telle qu'on vient de la définir, et NE DOIVENT PAS permettre de localiser plus précisément la population au sein de la commune.

La carte et les champs '**Latitude pop.**' et '**Longitude pop.**' permettent en revanche de localiser plus précisément le centre de la population transloquée, avec une précision souhaitée d'une centaine de mètres (environ au millième de degré décimal).

7. Onglet SITE D'ACCUEIL

sit_res_crit = Site research criteria = Critères de recherche du site

Critères de recherche de site d'accueil. Plusieurs réponses possibles.

Champs qui précisent les considérations qui ont pesé dans la recherche du site d'accueil de la population transloquée. :

- **similarité** = si des considérations relatives à la similarité écologique entre le(s) site(s) d'origine des individus transloqués et les sites d'accueil ont pesé dans la recherche d'un site d'accueil. Que la recherche d'un site ait été effectué en tenant compte du fait qu'il est a priori favorable au taxon transloqué en général semble évident et n'est pas pris en compte ici.

- **foncier** = si des considérations relatives à la propriété foncière ont pesé dans cette recherche de site d'accueil.

- **futur** = si des considérations relatives à ce qui est envisagé dans le futur sur l'utilisation, l'aménagement, la propriété, la protection... des sites ont pesé dans cette recherche de site d'accueil.

- **protection** = si des considérations relatives au statut de protection des sites ont pesé dans cette recherche de site d'accueil.

- **patrimoine/histoire** = si des considérations patrimoniales ou historiques ont pesé dans cette recherche de site d'accueil.

- **fréquentation** = si des considérations relatives à la fréquentation du site par l'homme (promeneurs, professionnels...) ont pesé dans cette recherche de site d'accueil.

- **technique** = si des considérations relatives à la faisabilité technique (transport, accessibilité du site...) ont pesé dans cette recherche de site d'accueil.

- **économique** = si des considérations économiques ont pesé dans cette recherche de site d'accueil.

- **administrative** = si des considérations administratives ou réglementaires (hors propriété foncière et statut de protection) ont pesé dans cette recherche de site d'accueil.

- **aucune** = si aucune des considérations listées n'a pesé dans la recherche de sites d'accueil, par exemple parce que la translocation était un renforcement ou une réintroduction et que le site d'accueil était totalement intégré à l'idée de départ du programme.

sit_choi_crit = Site choice criteria = Critères de choix du site

Critères de choix de site d'accueil. Plusieurs réponses possibles.

Champs qui précisent les considérations qui ont pesé dans le choix d'un site d'accueil parmi différentes possibilités envisagées :

- **similarité** = si des considérations relatives à la similarité écologique entre le(s) site(s) d'origine des individus transloqués et les sites d'accueil possibles ont pesé dans le choix d'un site d'accueil. Que le choix d'un site ait été effectué sur le fait qu'il est a priori favorable au taxon transloqué en général semble évident et n'est pas pris en compte ici.

- **foncier** = si des considérations relatives à la propriété foncière ont pesé dans ce choix.

- **futur** = si des considérations relatives à ce qui est envisagé dans le futur sur l'utilisation, l'aménagement, la propriété, la protection... des sites ont pesé dans ce choix.

- **protection** = si des considérations relatives au statut de protection des sites ont pesé dans ce choix.

- **patrimoine/histoire** = si des considérations patrimoniales ou historiques ont pesé dans ce choix.

- **fréquentation** = si des considérations relatives à la fréquentation du site par l'homme (promeneurs, professionnels...) ont pesé dans ce choix.

- **technique** = si des considérations relatives à la faisabilité technique (transport, accessibilité du site...) ont pesé dans ce choix.

- **économique** = si des considérations économiques ont pesé dans ce choix.

- **administrative** = si des considérations administratives ou réglementaires (hors propriété foncière et statut de protection) ont pesé dans ce choix.

- **aucune** = si aucune des considérations listées n'a pesé dans ce choix de sites d'accueil, par exemple parce que la translocation était un renforcement ou une réintroduction et que le site d'accueil était totalement intégré à l'idée de départ du programme, ou parce qu'il n'y avait qu'un site d'accueil possible après recherche de sites potentiels.

main_sit_crit = Main site criteria = Critères principaux site

Cases permettant éventuellement de hiérarchiser les critères impliquées dans la recherche ou le choix des sites en critères principaux (case cochée) ou critères secondaires (case non cochée).

dist = Distance nearest pop = Distance pop plus proche

Distance à la population la plus proche. Une seule réponse possible.

Champ qui indique la distance en km entre la population qui a fait l'objet de la translocation et la population la plus proche du même taxon existant à la date de la première intervention (premier semis, premier lâcher...). **SO** (sans objet) si la population transloquée ou renforcée est la seule connue *in natura* du taxon.

near_vs_origin = Nearest and origin = Population proche et origine

Population la plus proche et population d'origine. Une seule réponse possible.

Champ qui indique si '**oui**' la population la plus proche (voir champ 'Distance pop plus proche') est également la ou une des populations d'origine naturelle des individus transloqués ; '**non**' sinon. **SO** (sans objet) si la population transloquée ou renforcée est la seule connue *in natura* du taxon.

connex = Connexion = Connexion

Connexion. Une seule réponse possible.

Champ qui précise si la population qui a fait l'objet de la translocation peut vraisemblablement être connectée, à la date de la première intervention (semis, lâchers...) avec une autre population du même taxon (que celle-ci soit naturelle ou (ré-)introduite antérieurement), par la migration de diaspores, pollen, individus : **probable** dans ce cas, **non probable** dans le cas contraire. **SO** (sans objet) si la population transloquée ou renforcée est la seule connue *in natura* du taxon.

isol_caus = Isolation cause = Cause d'isolement

Cause d'isolement. Champ pour texte libre.

Champ qui indique éventuellement les raisons pour lesquelles 'non probable' a été mentionné dans le champ 'Connexion'.

protec_init = Initial protection = Protection initiale

Protection initiale de la zone de translocation. Une seule réponse possible.

Champ qui précise si **oui**, le site qui héberge la population transloquée se situait, au moment du premier événement de translocation, dans une aire protégée, c'est-à-dire bénéficiant d'un statut réglementaire particulier quant à la protection de la nature, ou **non**, sinon.

protec_last_check = Protection last check = Protection dernière vérification

Protection de la zone de translocation lors de la dernière vérification. Une seule réponse possible.

Champ qui précise si **oui**, le site qui héberge la population transloquée se situait, l'année de la dernière vérification des informations concernant cette population (voir champ AnDerVerif), dans une aire protégée, c'est-à-dire bénéficiant d'un statut réglementaire particulier quant à la protection de la nature, ou **non**, sinon.

csq_protec = Consequence on protection = Conséquence sur protection

Conséquence de la translocation sur la protection du site

Champ qui précise si **oui**, le site qui héberge la population transloquée a bénéficié d'un statut de protection légale nouveau ou renforcé à la suite de la translocation et comme conséquence de celle-ci ; **non**, sinon.

sit_rem = Site remarks = Remarques sur site d'accueil

Remarques sur le site d'accueil. Champ pour texte libre

Champ ouvert dans lequel toute remarque non incluse dans les autres champs sur le site d'accueil peut être faite.

8. Onglet TYPE D'HABITAT

Sous cet onglet, le champ '**Description littérale**' (texte libre) permet de donner l'habitat dans lequel la population a été transloquée, tel qu'il est littéralement décrit dans les documents concernant cette population. Le cadre '**Types d'habitats**' permet de sélectionner un ou plusieurs types d'habitats de la population selon la typologie EUNIS, de l'Agence Européenne de l'Environnement (<http://eunis.eea.europa.eu/habitats.jsp>)

9. Onglet MATERIEL BIOLOGIQUE : Champs relatifs au matériel biologique transloqué

bio_choi_crit = Choice criteria biological material = Critères de choix du matériel biologique

Critères de choix du matériel biologique. Plusieurs réponses possibles.

Champs qui précisent les considérations qui ont pesé dans le choix du matériel biologique transloqué, parmi les différentes possibilités suivantes :

- **génét** = si des considérations génétiques ont pesé dans le choix du matériel biologique transloqué, que ce choix ait été fait sur les individus transloqués eux-mêmes ou sur leur ascendance ; ces considérations génétiques peuvent être liées à ce qu'on sait ou suppose du niveau d'adaptation du matériel biologique au site d'accueil, de problèmes liés à la dépression de consanguinité, à la dépression hybride, à un manque de variabilité...

- **physio** = si des considérations liées leur niveau de développement (stade du cycle de vie, âge) ou à leur physiologie (taille, poids, sexe...) ont pesé dans le choix des individus transloqués.

- **sani** = si des considérations liées leur état sanitaire (marques d'infection, blessures...) ont pesé dans le choix des individus transloqués.

- **dev** = si des critères liés aux conditions dans lesquelles ils se sont développés avant la translocation ont pesé dans le choix des individus transloqués ; les considérations prises en compte peuvent inclure le fait qu'ils se soient développés en nature ou en captivité, qu'ils aient déjà vécu dans des conditions qui les exposaient à des compétiteurs, prédateurs, parasites, etc. (mais pas les considérations génétiques permettant d'estimer leur degré d'adaptation au site d'accueil).

- **tech** = si des considérations relatives à la faisabilité technique (transport, précautions nécessaires au transfert des individus...), ont pesé dans le choix des individus transloqués, parmi un ensemble d'individus possibles.

- **econ** = si des considérations économiques ont pesé dans le choix des individus transloqués, parmi un ensemble d'individus possibles.

- **admin** = si des considérations administratives ou réglementaires ont pesé dans le choix des individus transloqués, parmi un ensemble d'individus possibles.

div_stag = Diversity of introduced stages = Diversité des stades introduits

Diversité des stades introduits. Une seule réponse possible.

Champ qui indique 'oui' si plusieurs stades du cycle de vie ont été utilisés pour la translocation, 'non' sinon.

stages = Stages = Stades

Stade du cycle de vie. Plusieurs réponses possibles.

Champ qui indique les organes ou stades du cycle de vie des individus transloqués, parmi les possibilités suivantes :

- **graines** : graines ou diaspores renfermant les graines ;
- **plantules** : jeunes plants (issus de reproduction sexuée ou asexuée : marcottage, bouturage...) avec parties aériennes comprenant seulement quelques feuilles, incluant éventuellement les cotylédons ;
- **végétatives plus âgées** : plants (issus de reproduction sexuée ou asexuée) avec partie aérienne bien développée n'ayant encore jamais produit d'organes reproducteurs (fleurs) ;
- **plantes adultes** : plants (issus de reproduction sexuée ou asexuée) avec partie aérienne développée ayant déjà produit des fleurs au cours de leur vie (ou en fleur) ;
- **souterrains** : organes souterrains chargés en réserves (bulbes, rhizomes, tubercules...) d'une plante vivace ;
- **fragments** : fragments végétaux (aériens ou souterrains) pas forcément bien différenciés ou déterminés et possiblement renfermés dans de la terre qu'on transporte ;
- **œufs** ;
- **larves** ;
- **juvéniles** ;
- **subadultes** ;
- **adultes**.

birth = Birth of translocated individuals = Naissance des individus transloqués

Naissance des individus transloqués. Une seule réponse possible.

Champ qui indique si les individus transloqués sont nés **captifs** (ex. : graines récoltées sur des plantes cultivées en jardin...) ou sont nés en **nature** ou s'il y a les deux (= **captifs et nature**).

div_nat_orig = Diversity of natural origins = Diversité des origines naturelles

Diversité des origines naturelles. Une seule réponse possible.

Champ qui mentionne 'oui' si les individus utilisés pour la translocation (ou leurs ancêtres s'ils sont nés en captivité) ont différentes populations naturelles d'origine, 'non' sinon.

nat_origins = Natural origins = Populations naturelles d'origine

Populations naturelles d'origine.

Champs qui précisent les lieux des populations naturelles d'origine des individus utilisés pour la translocation ou de leurs ancêtres s'ils sont nés en captivité. Le bouton 'i' permet de générer une localité qui sera incluse dans la 'liste des origines naturelles' (éventuellement avec coordonnées

latitudinales et longitudinales). Les différents champs du cadre permettent ensuite d'indiquer ces localités.

biol_rem = Remarks on biological material = Remarques sur matériel biologique

Remarques sur le matériel biologique. Champ pour texte libre.

Champ ouvert dans lequel toute remarque non incluse dans les autres champs sur le matériel biologique transloqué peut être faite.

10. Onglet INTERVENTIONS : Champs relatifs aux méthodes d'intervention sur le matériel biologique et sur l'environnement

hab_prep = Habitat preparation = Préparation de l'habitat

Préparation de l'habitat. Une seule réponse possible.

Indique si '**oui**' le site d'accueil a bénéficié d'interventions telles que : restauration d'un milieu dégradé, débroussaillage, fertilisation, installation de clôtures, etc., AVANT que les individus soient semés, plantés, lâchés..., afin de favoriser leur établissement ; '**non**' = dans le cas contraire.

time_ex_sit = Time ex situ = Temps ex situ

Temps ex situ. Une seule réponse possible.

Temps qui a séparé le prélèvement des individus en milieu naturel et leur translocation ou celle de leur descendance dans le site de destination : **qq j** si ce n'est pas plus de quelques jours, **qq s** si ce n'est pas plus de quelques semaines, **qq m** si ce n'est pas plus de quelques mois, **qq a** si ce n'est pas plus de quelques années, ou alors **1an, 2ans, 3ans,...** si le nombre d'années est connu avec précision, ou un intervalle de temps tel que **3-5 ans** quand ce n'est pas connu précisément, ou enfin **variable (intervalle)** si c'est variable entre individus.

stage_change = Stage change = Changement de stade

Changement de stade. Une seule réponse possible.

Champ qui indique, uniquement pour les individus nés en nature (voir champ 'Naissance', dans l'onglet 'Matériel biologique'), si '**oui**' les individus transloqués ont changé de stade (par exemple de graine à plantule) entre leur prélèvement dans la nature et leur remise en nature ; '**non**' sinon ; **SO** (= sans objet) si les individus sont nés captifs.

gen_prog = Genetic programm = Programme génétique

Programme génétique. Une seule réponse possible.

Champ qui indique si '**oui**' le temps passé ex situ par l'organisme transloqué a été mis à profit pour sélectionner des traits a priori favorables à la translocation, faire des croisements contrôlés, etc. ; '**non**' sinon.

increase = Increase in number = Augmentation des effectifs

Augmentation ex situ des effectifs. Une seule réponse possible.

Champ qui indique si '**oui**' le temps passé ex situ par l'organisme transloqué a été mis à profit pour augmenter les effectifs (par multiplication végétative, reproduction en jardin, élevage...) ou au pire les maintenir (pour compenser la mortalité) ; '**non**' sinon.

increase_meth = Increase methods = Méthodes d'augmentation ex situ

Méthodes d'augmentation ex situ des effectifs. Champ pour texte libre.

Précise les méthodes utilisées pour augmenter/maintenir les effectifs ex situ. **SO** si 'non' a été indiqué dans le champ 'Augmentation des effectifs'.

env_conditioning = Environmental conditioning = Conditionnement environnemental

Conditionnement environnemental. Une seule réponse possible.

Indique si **aucun**, **certains** ou **tous** les individus semés, plantés, lâchés... ont bénéficié d'un conditionnement pré-lâché AVANT le semis, la plantation, le lâché : par exemple des jeunes plants en pots laissés un certain temps *in situ* avant plantation, des animaux mis en condition de compétition...).

sub_pops = Sub-populations delimitation = Délimitation de sous-populations

Délimitation de sous-populations. Une seule réponse possible.

Indique si **oui**, les individus transloqués ont été semés, plantés, lâchés... selon un design spatial qui délimite des sous-populations bien distinctes. Sinon : **non**.

temp_spread = Temporal releasing spread = Etalement des lâchers

Etalement des lâchers. Une seule réponse possible.

Indique si les lâchés ont été étalés dans le temps sur plusieurs **semaines**, **mois**, ou **années**. Sinon : **non**.

tech_det = Technical details = Détails techniques

Détails techniques. Une seule réponse possible.

Champ qui indique si, dans une perspective de nouvelle translocation, les détails techniques connus pour cette population quant aux différentes manipulations sur l'organisme et son environnement semblent : **1** très **détaillés**, **2** assez **détaillés**, **3** moyennement **détaillés**, **4** peu **détaillés**, **5** inconnus, dans les documents associés à la base de données et disponibles librement.

nb_releases = Number of releases = Nombre de lâchers

Nombre de lâchers. Une seule réponse possible.

Champ qui indique le nombre d'événements de semis/translocation/lâcher ayant eu lieu entre le début et la fin du programme.

tot_nb = Total number of individuals = Nombre total d'individus

Nombre total d'individus. Une seule réponse possible.

Champ qui indique le nombre total d'individus transloqués tous stades confondus et pour l'ensemble des interventions. Un intervalle est possible.

Nota bene : Pour le nombre d'individus lâchés par stade, par lâcher, voir l'onglet 'Lâchers'

post_care = Post release care = Soins post-lâcher

Soins post lâcher sur les organismes. Une seule réponse possible.

Indique si **oui**, certains individus semés, plantés, lâchés... ont bénéficié d'interventions post-lâcher consistant à les soigner (traitement médicamenteux...) Sinon : **non**.

post_repro = Post release actions on reproduction = Interventions post-lâcher sur reproduction

Interventions post-lâcher sur la reproduction. Une seule réponse possible.

Indique si **oui**, certains individus semés, plantés, lâchés... ont bénéficié d'interventions post-lâcher consistant à manipuler leur reproduction. Sinon : **non**.

post_disp = Post release actions on dispersal = Interventions post-lâcher sur dispersion

Interventions post-lâcher sur la dispersion. Une seule réponse possible.

Indique si **oui**, certains individus semés, plantés, lâchés... ont bénéficié d'interventions post-lâcher consistant à manipuler leur dispersion. Sinon : **non**.

post_env = Post release actions on environment = Interventions post-lâcher sur environnement

Interventions post-lâcher sur l'environnement. Une seule réponse possible.

Indique si les individus semés, plantés, lâchés... ont bénéficié d'interventions sur leur environnement telles qu'un apport de **nutriments** (eau, sels minéraux, aliments solides ...), en un **traitement** (phytosanitaire...), en une **régulation** des compétiteurs, prédateurs, parasites (coupes, ouverture du milieu...), en un **autre** type de soins, en **plusieurs** types de soins, ou en **aucun** de ces soins.

meth_rem = Remarks on methods = Remarques sur méthodes

Remarques sur les méthodes. Champ pour texte libre.

Champ ouvert dans lequel toute remarque non incluse dans les autres champs sur les méthodes d'intervention peut être faite.

11. Onglet SUIVI : Champs relatifs aux méthodes de suivi post-lâcher

obs_max = Observation time spread = Etalement des observations

Temps entre première translocation et dernière observation. Une seule réponse possible.

Précise le nombre d'années séparant la première opération de translocation et la dernière visite connue effectuée dans la population.

abundance = Abundance = Abondance

Abondance. Une seule réponse possible.

Indique si **oui** il y a (eu) une estimation des effectifs au moins une fois au cours des années QUI ONT SUIVI (qui suivront) l'année de la translocation ; **non** dans le cas contraire.

time_series = Time series = Série temporelle sur effectifs

Série temporelle sur les effectifs. Une seule réponse possible.

Indique si **oui** il y a (eu) une estimation des effectifs au moins au cours de deux années parmi les années QUI ONT SUIVI (qui suivront) l'année de la translocation ; **non** dans le cas contraire. Se référer pour les données au tableau **suivi effectifs**.

founder_demo = Founder demography = Démographie des fondateurs

Démographie des fondateurs. Une seule réponse possible.

Indique si **oui** il y a (eu) un suivi des individus fondateurs (ceux qui ont été introduits pour renforcer la pop existante ou pour créer une nouvelle pop) permettant d'estimer au moins un paramètre démographique (une survie, une fécondité) entre deux années, que ce paramètre démographique ait été estimé explicitement dans un rapport ou un article ou non. ; **non** dans le cas contraire. **SO** = sans objet s'il est clair que la population s'est éteinte trop rapidement pour faire l'objet d'un tel suivi.

descend_demo = Descendance demography = Démographie des descendants

Démographie des descendants. Une seule réponse possible.

Indique si **oui** il y a (eu) un suivi d'individus permettant d'estimer au moins un paramètre démographique (une survie, une fécondité) entre deux années, impliquant des descendants des individus fondateurs, que ce paramètre démographique ait été estimé explicitement dans un rapport ou un article ou non ; **non** dans le cas contraire. **SO** = sans objet s'il est clair que la population s'est éteinte trop rapidement pour faire l'objet d'un tel suivi.

pva = Population viability analysis = Analyse de viabilité de population

Analyse de la viabilité de la population. Une seule réponse possible.

Indique si **oui** il y a (eu) une estimation de la viabilité de la population avec une analyse de type PVA (*Population Viability Analysis*) ; **non** dans le cas contraire. **SO** = sans objet s'il est clair que la population s'est éteinte trop rapidement pour faire l'objet d'un tel suivi.

obs_a0 = Observation year 0 = Observation année 0

Observation année 0. Une seule réponse possible.

Indique si '**oui**' il y a (eu) une vérification de la présence/absence de la population qui a fait l'objet de la translocation au moins une fois au cours de l'année calendaire de la translocation mais au minimum 1 mois après l'opération de translocation ; '**non**' dans le cas contraire.

Nota bene : dans le cas de translocations étalées sur plusieurs années, il suffit que ces observations aient été effectuées après l'une des opérations pour indiquer oui.

obs_a1 = Observation year y+1 = Observation année a+1

Observation année a+1. Une seule réponse possible.

Indique si '**oui**' il y a (eu) une vérification de la présence/absence de la population qui a fait l'objet de la translocation au moins une fois au cours de l'année calendaire QUI A SUIVI l'année de la translocation ; '**non**' dans le cas contraire.

Nota bene : dans le cas de translocations étalées sur plusieurs années, il suffit que ces observations aient été effectuées après l'une des opérations pour indiquer oui.

obs_a2_more = Observation year $\geq y+2$ = Observation année $\geq a+2$

Observation année $\geq a+2$. Une seule réponse possible.

Indique si '**oui**' il y a (eu) une vérification de la présence/absence de la population qui a fait l'objet de la translocation au moins une fois au cours de la deuxième année calendaire QUI A SUIVI l'année de la translocation ou au cours des années ultérieures ; '**non**' dans le cas contraire.

Nota bene : dans le cas de translocations étalées sur plusieurs années, il suffit que ces observations aient été effectuées après l'une des opérations pour indiquer oui.

obs_a5_more = Observation year $\geq y+5$ = Observation année $\geq a+5$

Observation année $\geq a+5$. Une seule réponse possible.

Indique si '**oui**' il y a (eu) une vérification de la présence/absence de la population qui a fait l'objet de la translocation au moins une fois au cours de la cinquième année calendaire QUI A SUIVI l'année de la translocation ou au cours des années ultérieures ; '**non**' dans le cas contraire.

Nota bene : dans le cas de translocations étalées sur plusieurs années, il suffit que ces observations aient été effectuées après l'une des opérations pour indiquer oui.

monit_rem = Remarks on monitoring = Remarques sur suivis

Remarques sur les suivis. Champ pour texte libre.

Champ ouvert dans lequel toute remarque non incluse dans les autres champs sur les suivis post-lâchers peut être faite.

12. Onglet RESULTATS : Champs relatifs aux résultats de la translocation

found_repro = Founder reproduction = Reproduction des fondateurs

Reproduction des fondateurs. Une seule réponse possible.

Indique si **oui** il a été observé une descendance des fondateurs (graines, plantules, petits, ramets...) soit l'année de la transloc soit une des années ultérieures (= individus de 1^{ère} génération post-fondateurs), **non** si cela a été recherché mais non observé.

descend_repro = Descendance reproduction = Reproduction des descendants

Reproduction des descendants. Une seule réponse possible.

Indique si **oui** il a été observé une descendance (graines, plantules, petits, ramets...) sur la descendance des fondateurs (= individus de 2^{ème} génération post-fondateurs), **non** si cela a été recherché mais non observé.

dispersal = Dispersal = Dispersion

Dispersion. Une seule réponse possible.

Indique si **oui** il y a (eu) constatation d'événements de dispersion entre la population réintroduite, renforcée ou introduite et un autre site (colonisation d'une mare proche, par exemple, pour des plantes aquatiques), **non** si ce n'est pas le cas.

Causes de mortalité

Champ pour texte libre.

Indique éventuellement les causes de mortalité des individus transloqués.

pop_eval = Population viability evaluation = Evaluation viabilité de la population

Evaluation de la viabilité de la population transloquée. Une seule réponse possible.

Indique si :

- **Positif** = la population a été jugée viable par les scientifiques et/ou experts connaissant cette population ;

- **Négatif** = elle a été jugée non-viable ;

- **Incert** = incertitude : les scientifiques et/ou experts connaissant cette population ont exprimé qu'on ne pouvait pas se prononcer sur la viabilité ou ont exprimé des avis divergents sur ce point ;

- **NE** = non exprimé : aucun jugement n'a été exprimé sur la viabilité de la pop.

- **SO** = sans objet, si la translocation était encore à l'état de projet (voir champ 4.12) à la date des dernières informations connues (champ 1.7).

ecosyst_csq = Ecosystem consequences = Conséquences écosystémiques

Conséquences écosystémiques. Une seule réponse possible.

Indique si **oui** il y a (eu) constatation de conséquences de la translocation sur l'écosystème qui l'a accueillie, comme par exemple un recouvrement du sol plus important, une abondance plus faible ou plus grande d'une espèce autre que l'espèce transloquée (cela ne peut pas être juste sur l'abondance de l'espèce transloquée) ; **non** s'il n'y a pas de conséquences constatées ; **incert** si les avis divergent (champ vide si pas d'info sur ce point).

ses_csq = Socio-ecosystem consequences = Conséquences socio-écosystémiques

Conséquences écosystémiques. Une seule réponse possible.

Indique si **oui** il y a (eu) constatation de conséquences de la translocation sur le socio-écosystème qui l'a accueillie, par exemple dans la fréquentation du site d'accueil ou dans son utilisation ; **non** s'il n'y a pas de conséquences constatées ; **incert** si les avis divergent (champ vide si pas d'info sur ce point).

det_csq = Details on consequences = Précisions sur les conséquences

Précisions sur les conséquences. Champ pour texte libre.

Indique littéralement les conséquences observées sur le socio-écosystème ou simplement sur l'écosystème.

experim_eval = Experimental benefit evaluation = Evaluation bénéfice expérimental

Evaluation du bénéfice expérimental de la translocation. Une seule réponse possible.

Indique si :

- **Positif** = la translocation a été jugée bénéfique dans le sens où elle a apporté des informations substantielles sur l'écologie du taxon, permettant d'améliorer les translocations futures ou la protection des populations existantes ;

- **Négatif** = dans le cas contraire (dans le cas, par exemple, où la translocation a fourni peu d'information tout en ayant pour conséquence une perte de matériel biologique disponible pour des translocations futures) ;

- **Incertain** = incertitude : le bénéfice expérimental de la translocation est jugé incertain ou les avis divergent sur ce point ;

- **Pas de csq** = il n'y a pas de conséquence notable de la translocation sur cet aspect expérimental (acquisition de connaissances et perte de matériel biologique négligeables) ;

- **NE** = non exprimé : pas de jugement exprimé sur ce point.

- **SO** = sans objet, si la translocation était encore à l'état de projet (voir champ 4.12) à la date des dernières informations connues (champ 1.7).

ecosyst_eval = Ecosystem benefit evaluation = Evaluation bénéfique écosystémique

Evaluation du bénéfice écosystémique de la translocation. Une seule réponse possible.

Indique si :

- **Positif** = la translocation a modifié l'écosystème dans un sens jugé positif ;

- **Négatif** = la translocation a modifié l'écosystème dans un sens jugé négatif ;

- **Neutre** = la translocation a modifié l'écosystème dans un sens jugé ni positif ni négatif ;

- **Incertain** = incertitude : il est jugé incertain ou les avis divergent sur le fait que la modification de l'écosystème issue de la translocation aille dans un sens favorable ou défavorable ;

- **NE** = non exprimé : pas de jugement exprimé sur ce point.

- **SO** = sans objet car le champ 9.8 (**CsqEcosyst**) est vide ou 'non' y est indiqué, ou encore si la translocation était encore à l'état de projet (voir champ 4.12) à la date des dernières informations connues (champ 1.7).

ses_eval = Socio-ecosystem benefit evaluation = Evaluation bénéfique socio-écosystémique

Evaluation du bénéfice socio-écosystémique de la translocation. Une seule réponse possible.

Indique si :

- **Positif** = la translocation a modifié le socio-écosystème dans un sens jugé positif ;

- **Négatif** = la translocation a modifié le socio-écosystème dans un sens jugé négatif ;

- **Neutre** = la translocation a modifié le socio-écosystème dans un sens jugé ni positif ni négatif ;

- **Incertain** = incertitude : il est jugé incertain ou les avis divergent sur le fait que la modification du socio-écosystème issue de la translocation aille dans un sens favorable ou défavorable ;

- **NE** = non exprimé : pas de jugement exprimé sur ce point.

- **SO**= sans objet car le champ 9.9 (**CsqSES**) est vide ou 'non' y est indiqué, ou encore si la translocation était encore à l'état de projet (voir champ 4.12) à la date des dernières informations connues (champ 1.7).

res_rem = Remarks on results = Remarques sur résultats

Remarques sur les résultats. Champ pour texte libre.

Champ ouvert dans lequel toute remarque non incluse dans les autres champs sur les résultats de la translocation.

occur_a0 = Occurrence year y0 = Présence année a0

Présence de la population l'année a0. Une seule réponse possible.

Indique si, au cours de l'année calendaire de la translocation (mais au minimum 1 mois après l'opération de translocation) :

- **Pres** = il y a (eu) observation de la présence de la population qui a fait l'objet de la translocation au moins une fois ;

- **Abs** = population recherchée mais pas retrouvée.

Nota bene : dans le cas de translocations étalées sur plusieurs années, il suffit que 'Pres' puisse s'appliquer à l'une d'entre elles pour indiquer Pres.

occur_a1 = Occurrence year y+1 = Présence année a+1

Présence de la population l'année a+1. Une seule réponse possible.

Indique si, au cours de l'année QUI A SUIVI l'année de la translocation :

- **Pres** = il y a (eu) observation de la présence de la population qui a fait l'objet de la translocation au moins une fois ;

- **Abs** = population recherchée mais pas retrouvée.

Nota bene : dans le cas de translocations étalées sur plusieurs années, il suffit que 'Pres' puisse s'appliquer à l'une d'entre elles pour indiquer Pres.

occur_a2_more = Occurrence year $\geq y+2$ = Presence année $\geq a+2$

Présence de la population l'année $\geq a+2$. Une seule réponse possible.

Comme ci-dessus mais au cours de la deuxième année QUI A SUIVI l'année de la translocation ou au cours des années ultérieures.

Nota bene : dans le cas de translocations étalées sur plusieurs années, il suffit que 'Pres' puisse s'appliquer à l'une d'entre elles pour indiquer Pres.

occur_a5_more = Occurrence year $\geq y+5$ = Presence année $\geq a+5$

Présence de la population l'année $\geq a+5$. Une seule réponse possible.

Comme ci-dessus mais au cours de la cinquième année QUI A SUIVI l'année de la translocation ou au cours des années ultérieures.

Nota bene : dans le cas de translocations étalées sur plusieurs années, il suffit que 'Pres' puisse s'appliquer à l'une d'entre elles pour indiquer Pres.

occur_most_rec = Occurrence most recent data = Présence date dernières infos

Présence/absence de la population à la date des dernières informations connues. Une seule réponse possible.

Comme ci-dessus mais seulement à la date des dernières informations connues (lié au champ 'Dernières infos' dans le cadre 'Gestion de la fiche').

13. Onglet BIBLIOGRAPHIE : Champs qui présentent une liste de documents relatifs à la population transloquée

Le bouton '**Ajouter une référence**' permet de générer une référence qui sera incluse dans la liste des références de la BDD.

Chaque document a un '**Code document**' unique constitué de deux lettres (les initiales du contributeur) et de six chiffres, avec des tirets entre chaque groupe de deux caractères pour en faciliter la lecture. Par exemple **ct-00-00-01** pour le premier document référencé par Charles Thévenin, **il-00-12-34** pour le mille deux cent trente quatrième document référencé par Iris Le Roncé. De cette manière, 999 999 codes sont disponibles pour chaque contributeur de la base de données, qui peut référencer les documents utiles à la base indépendamment des autres contributeurs.

Les données de chaque document (type de doc, titre, auteurs...) sont dans une bibliothèque **Zotero** accessible en ligne à tous les administrateurs de la BDD. Dans cette bibliothèque, le champ '**Extra**' de chaque document (quel que soit son type : article de revue, rapport, présentation, message électronique, etc.) est utilisé pour (et uniquement pour) contenir le code à deux lettres et six chiffres du document. Les deux lettres du code permettent d'identifier la personne qui a référencé le document et qui se charge en même temps de le stocker personnellement (et de le diffuser si besoin). Zotero permet de synchroniser gratuitement et sans limite les données bibliographiques, sans inclure les fichiers attachés, pour lesquels la capacité de stockage est limitée.

Les documents sont discriminés entre documents dits essentiels car ils comportent une information nouvelle (par rapport aux documents antérieurs) concernant la population transloquée et documents secondaires car n'apportant pas d'informations véritablement nouvelles sur la translocation par rapport aux documents antérieurs, ou alors éventuellement pour des documents qui ne contiennent aucune information sur la translocation en elle-même mais dont on souhaite garder une trace facile à retrouver, parce que, par exemple, ils sont très utiles à la connaissance de la biologie de l'espèce concernée.

14. Onglet GRAPHIQUE

Permet de visualiser rapidement les champs renseignés et les champs non renseignés.

15. Onglet LACHERS

16. Onglet EFFECTIFS

IV. Données espèces.

1. Clade

Indique la place du taxon transloqué dans la classification systématique des êtres-vivants parmi les clades de la liste suivante :

- **Angiosperme monocotylédone** (Spermatophyte angiosperme, monocotylédone),
- **Angiosperme dicotylédone** (Spermatophyte angiosperme, dicotylédone),
- **Gymnosperme** (Spermatophyte gymnosperme),
- **Ptéridophyte** (Ptéridophyte : Filicophyte ou Sphénophyte),
- **Bryophyte**, (Bryophyte),
- **Lichen**.

2. Ordre

Indique l'ordre du taxon transloqué, retenu par la nomenclature binomiale officielle.

3. Famille

Indique la famille du taxon transloqué, retenue par la nomenclature binomiale officielle.

4. Genre

Indique le genre du taxon transloqué, retenu par la nomenclature binomiale officielle.

5. Espèce

Indique le nom de genre et d'espèce du taxon transloqué, retenus par la nomenclature binomiale officielle.

6. Sous-espèce

Indique le nom de genre, d'espèce et de sous-espèce (ou toute autre niveau infraspécifique) du taxon transloqué, retenus par la nomenclature officielle.

7. Nom français

Indique le nom français de l'organisme (s'il en existe un).

8. Nom espagnol

Indique le nom espagnol de l'organisme (s'il en existe un).

9. Nom italien

Indique le nom italien de l'organisme (s'il en existe un).

10. Nom allemand

Indique le nom allemand de l'organisme (s'il en existe un).

11. Nom anglais

Indique le nom anglais (s'il en existe un).

12. Habitats EUNIS niveau 1

Champ qui les types d'habitats dans lesquels le taxon transloqué est assez fréquemment trouvé, selon la classification EUNIS de niveau 1 (*European Nature Information System*).

13. Habitats EUNIS niveau 2

Champ qui les types d'habitats dans lesquels le taxon transloqué est assez fréquemment trouvé, selon la classification EUNIS de niveau 2 (*European Nature Information System*).

14. Habitats EUNIS niveau 3

Champ qui les types d'habitats dans lesquels le taxon transloqué est assez fréquemment trouvé, selon la classification EUNIS de niveau 3 (*European Nature Information System*).

15. Habitats EUNIS niveau 4

Champ qui les types d'habitats dans lesquels le taxon transloqué est assez fréquemment trouvé, selon la classification EUNIS de niveau 4 EUNIS (*European Nature Information System*).

16. Année dernière évaluation UICN global

Indique l'année de la dernière évaluation du statut UICN de conservation global du taxon.

17. UICN global

Champ qui mentionne le Statut UICN de conservation global du taxon transloqué la dernière année de l'évaluation (voir champ n°16) : **EX, EW, CR, EN, VU, NT, LC, DD** ou **NE**.

Nota Bene. Pour les séries temporelles des statuts UICN, voir le tableau **Séries UICN**.

18. Année dernière évaluation UICN européen

Indique l'année de la dernière évaluation du statut UICN de conservation européen de l'espèce.

19. UICN européen

Champ qui mentionne le Statut UICN de conservation européen du taxon transloqué la dernière année de l'évaluation (voir champ n°18) : **EX, EW, CR, EN, VU, NT, LC, DD** ou **NE**.

20. Statut protection légale

Champ qui mentionne si le taxon transloqué bénéficie d'un statut de protection européen (**Eur**), national (**Nat**), régional (**Reg**), ou d'**aucun** statut de protection ; (champ vide seulement si l'information n'est pas connue).

21. Rabinovitz

Champ qui indique la forme de rareté (ou la non rareté) du taxon transloqué à l'échelle globale (sur l'ensemble de son aire de répartition) selon la typologie de Rabinovitz (voir Rabinovitz, D., 1981. Seven forms of rarity, *in* Synge (ed.) The biological aspects of rare plant conservation, John Wiley and Sons Ltd) :

- **A.** Taxon ne présentant aucune des trois formes de rareté de Rabinovitz à l'échelle globale : taxon localement abondant, dans plusieurs types d'habitats et avec une grande aire de répartition ;

- **D.** Taxon jamais abondant localement (densité faible), mais dans plusieurs types d'habitats et avec une grande aire de répartition ;

- **H.** Taxon dans un ou deux types d'habitats bien spécifiques, mais localement abondant et avec une grande aire de répartition ;

- **R.** Taxon avec une petite aire de répartition, mais localement abondant et dans plusieurs types d'habitats ;

- **DH.** Taxon jamais abondant localement (densité faible) et dans un ou deux types d'habitats bien spécifiques, mais avec une grande aire de répartition ;

- **DR.** Taxon jamais abondant localement (densité faible) et avec une petite aire de répartition, mais dans plusieurs types d'habitats et ;

- **HR.** Taxon dans un ou deux types d'habitats bien spécifiques et avec une petite aire de répartition, localement abondant ;

- **DHR.** Taxon jamais abondant localement (densité faible), dans un ou deux types d'habitats bien spécifiques, et avec une petite aire de répartition ;

22. Cycle de vie

Indique si le taxon est **annuel** = quand les individus ne vivent pas plus de 12 mois, **semelpare pluri-annuel** = quand les individus ne se reproduisent pas plus qu'au cours d'une saison de reproduction mais vivent plus de 12 mois (éventuellement plusieurs décennies), **itéropare** = quand les individus se reproduisent au cours de plusieurs saisons de reproduction. (On s'intéresse ici à ce qu'il advient de la majorité des individus une fois passée la mortalité à des stades antérieurs au stade adulte comme les stades graine ou plantule pour les plantes).

23. Forme de vie

Champ qui indique si le taxon transloqué est une **herbacée**, une plante **buissonnante** (arbuste, arbrisseau, sous-arbrisseau), un **arbre**, ou **autre** (liane, plante en coussinets, bambou, palmier, plante succulente, etc.).

24. Raunkiaer = Forme de vie selon la classification de Raunkiaer

Champ qui indique la forme de vie du taxon transloqué selon la classification de Raunkiaer :

- une **phanérophyte** (taxon pérenne dont les bourgeons dormants aériens sont à plus de 50 cm de la surface du sol),

- une **chaméphyte** (dont les bourgeons dormants aériens sont à moins de 50 cm de la surface du sol),
- une **hémicryptophyte** (dont les bourgeons dormants sont au niveau de la surface du sol),
- une **géophyte** (dont les bourgeons dormants sont sous la surface du sol, comme pour les plantes à bulbe, à tubercule ou à rhizome),
- une **hydrophyte** (dont les bourgeons sont sous l'eau et les feuilles immergées),
- une **hélophyte** (dont les bourgeons dormants sont sous l'eau et les feuilles pour une part au moins émergées),
- une **thérophyte** (qui passe la mauvaise saison sous forme de graines),
- une **épiphyte** (non enracinée au sol et qui a pour support une autre plante).

25. Multiplication végétative

Indique si le taxon fait de la multiplication végétative (1) jamais ou rarement, (2) parfois sans que cela semble être une manière importante de former de nouveaux individus, (3) qui semble être une manière importante de former de nouveaux individus, (4) qui est manifestement la manière la plus importante de former de nouveaux individus.

26. Reproduction par graines

Indique si le taxon se reproduit par graines (1) jamais ou rarement, (2) parfois sans que cela semble être une manière importante de former de nouveaux individus, (3) ce qui semble être une manière importante de former de nouveaux individus, (4) ce qui est manifestement la manière la plus importante de former de nouveaux individus.

27. Auto-allogamie

Indique si le taxon se reproduit par graines (1) principalement en autogamie, (2) en auto- et allogamie en proportions assez semblables (disons en proportions moins différentes que $\frac{1}{4}$ versus $\frac{3}{4}$), (3) principalement en allogamie, (4) principalement en allogamie avec connaissance de mécanismes d'auto-incompatibilité.

28. Pollinisation

Indique si le pollen du taxon est plus généralement dispersé par le **vent** ou par les **insectes**. Si l'espèce fait souvent de l'auto-fécondation autonome (c'est-à-dire sans intervention d'un vecteur de dispersion, grâce à la simple proximité des supports de gamètes mâles et femelles), on s'intéresse ici à la part de pollen, même si elle est faible, qui est véritablement transportée d'une fleur à une autre. **SO** = sans objet (dans le cas d'organismes ne produisant pas de pollen comme les fougères, par exemple).

29. Dispersion graines

Indique si les diaspores du taxon (c'est-à-dire les graines ou les structures telles que les fruits qui renferment les graines et qui quittent l'organisme maternel) sont dispersées par le **vent**, **l'eau**, les **mammifères**, les **oiseaux**, les **insectes** ou **autre**. On mentionnera ici les modes de dispersion jugés importants soit parce qu'ils sont fréquents soit parce qu'ils sont à longue distance bien que rares. **SO** = sans objet (dans le cas d'organismes ne produisant pas de graines comme les fougères, par exemple).

30. Mutualisme

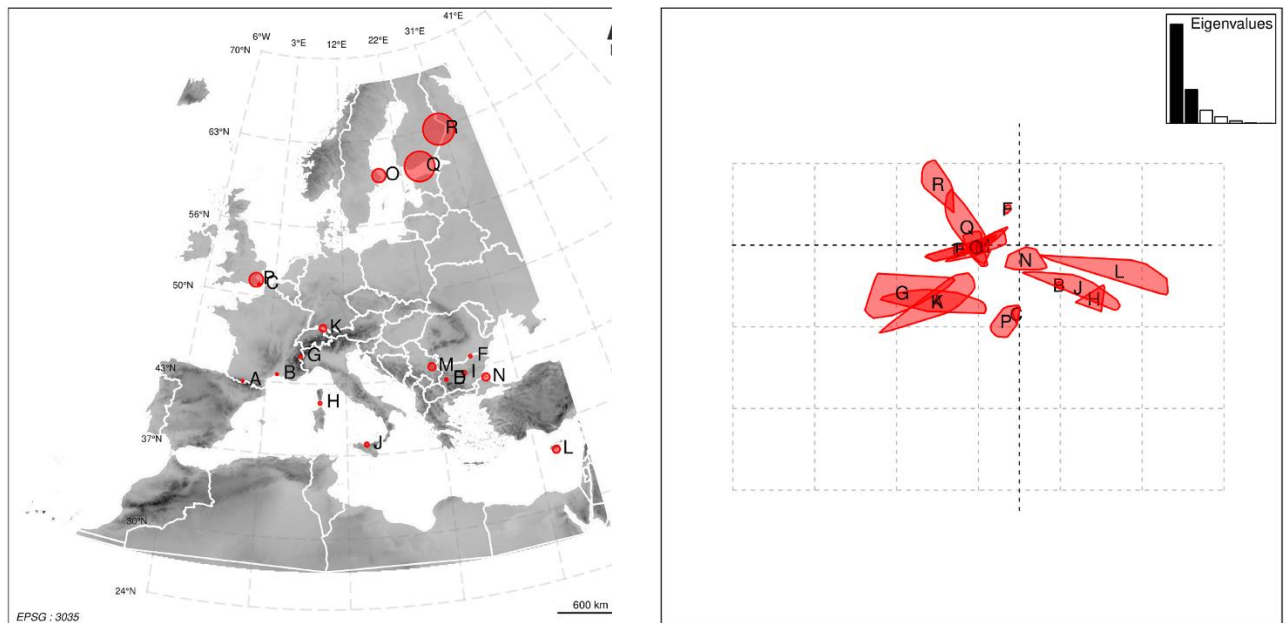
Champ qui mentionne la connaissance d'un mutualisme **obligatoire** ou **facultatif** entre l'organisme transloqué et une autre espèce, ou l'**absence** de mutualisme connu.

31. Remarques organisme

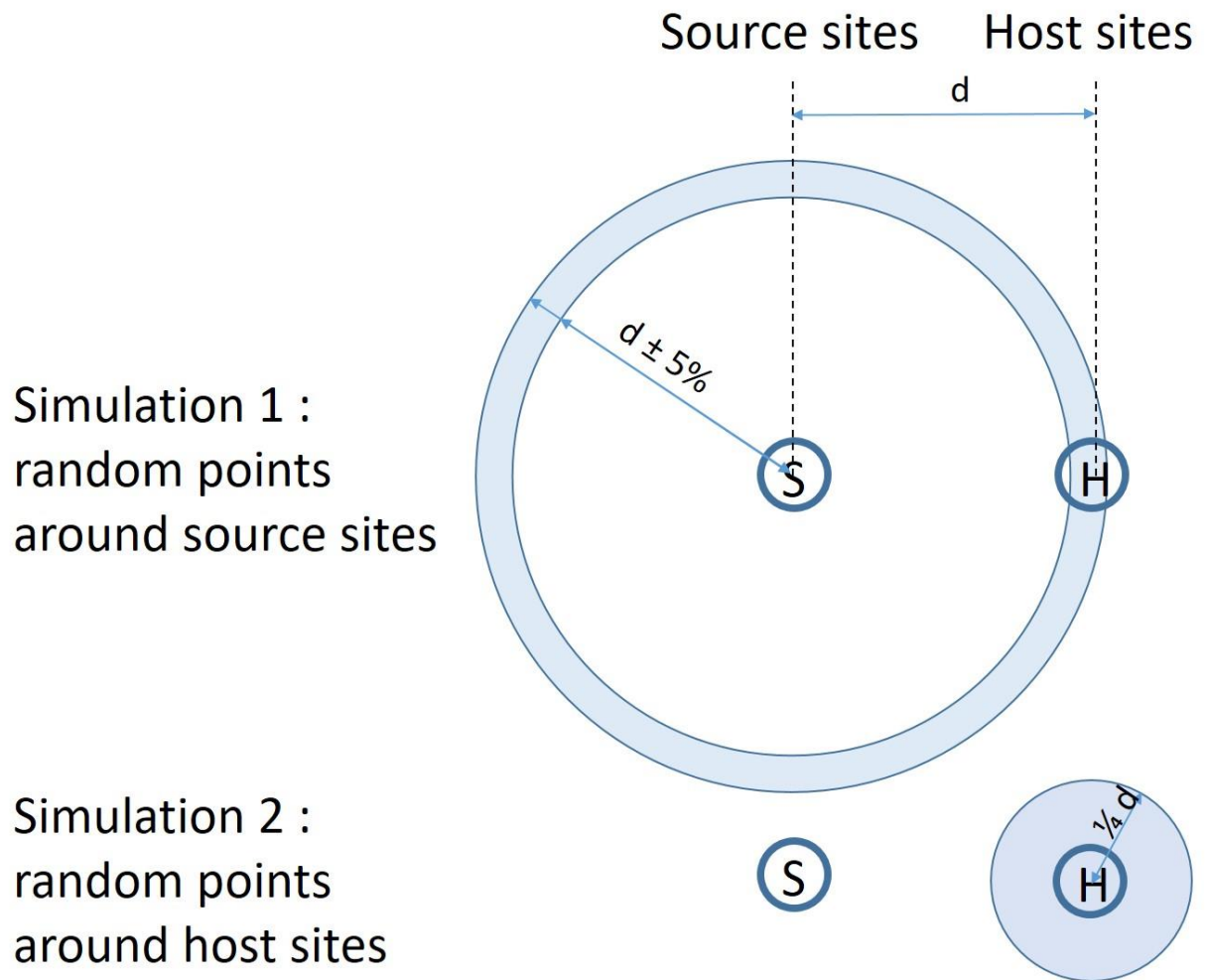
Champ ouvert dans lequel toute remarque non incluse dans les autres champs sur le taxon transloqué peut être faite.

1. Annexes 2 - Chapitre 1

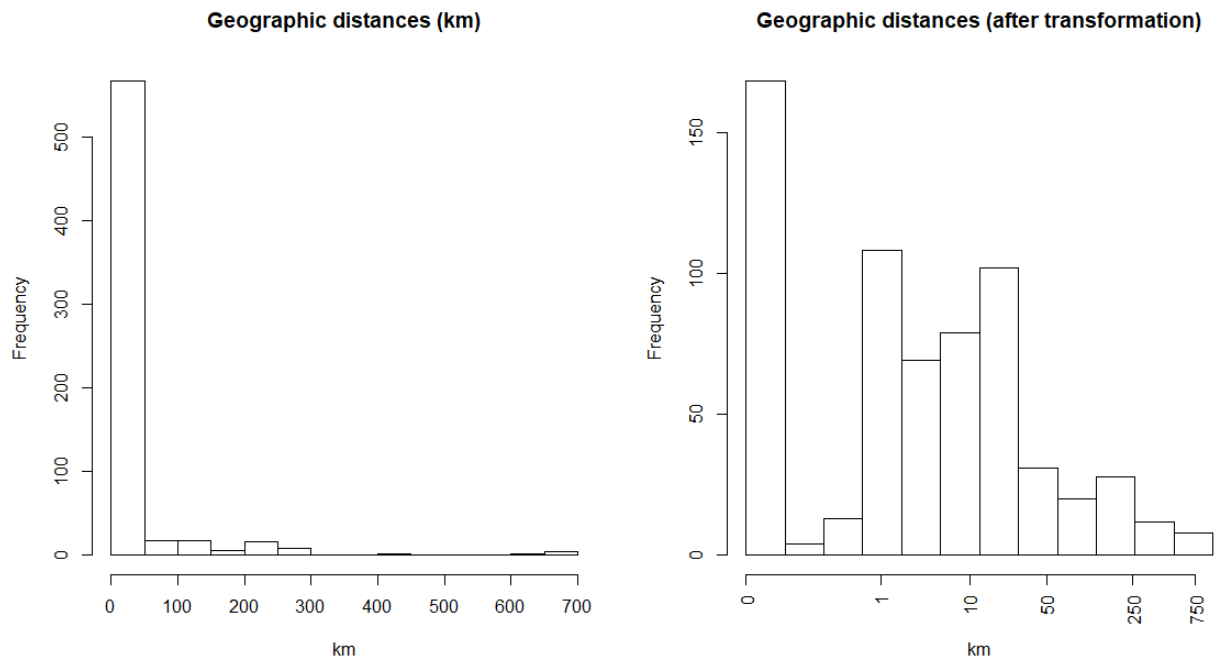
Supporting information - figures



SuppInfo – Figure S1. Examples of sites that were excluded from the final dataset because the size of maximum possible errors resulting from uncertainty in site locations was too large. Left: Locations (labelled A to R) and buffers of geographic errors of 18 sites with a maximum possible error greater than 10 km. Right: Locations and buffers of climatic errors of the same 18 sites in the climatic factorial space resulting from an PCA on 7 bioclimatic variables (see text). All pairs of sites that included one of these sites were excluded from the final dataset.

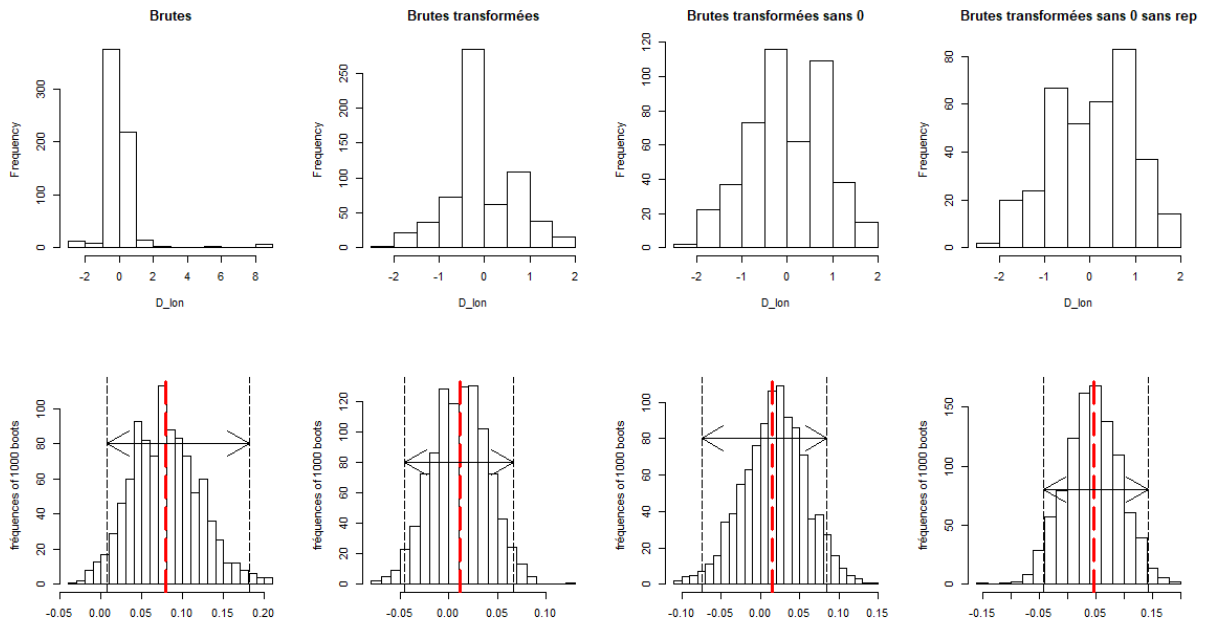


SuppInfo –**Figure S2.** Areas (in light blue) within which geographical point were randomly selected around source sites (simulation 1) or host sites (simulation 2) to compare the observed climatic distances between source and host sites (S and H, respectively) with climatic distances between source sites and random locations. d is the actual distance between source and host sites.

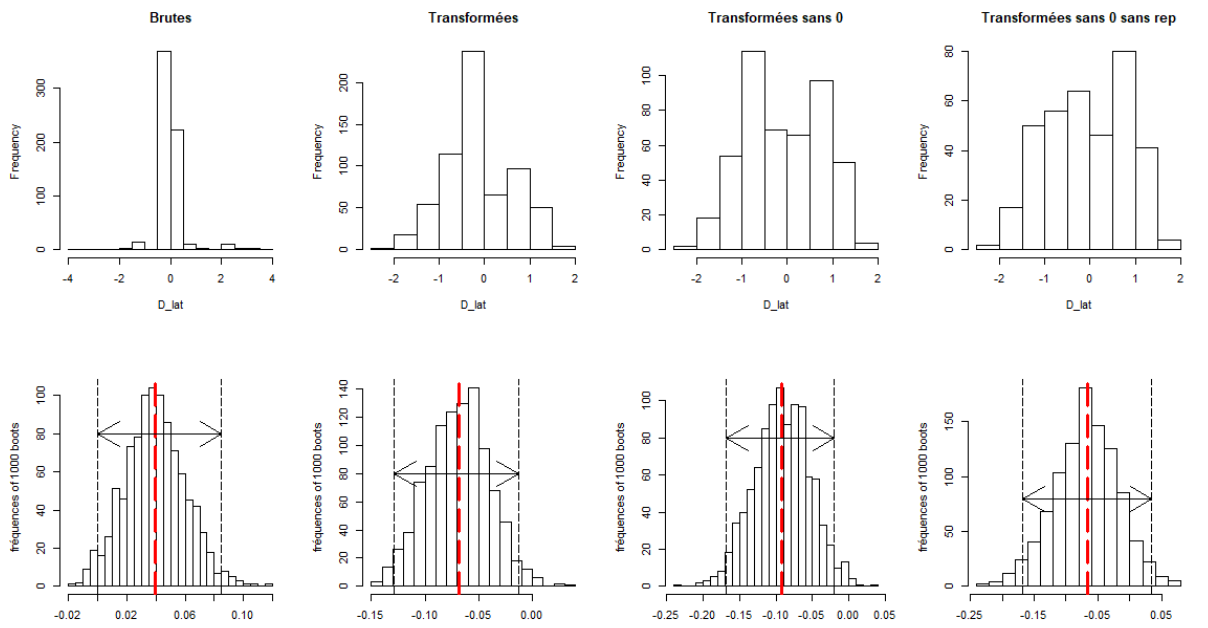


SuppInfo –**Figure S3.** Distribution of plant translocation distances in the Western Palearctic with untransformed data (left) and after the transformation $x' = \log(x^{1/3} + 1)$ (right).

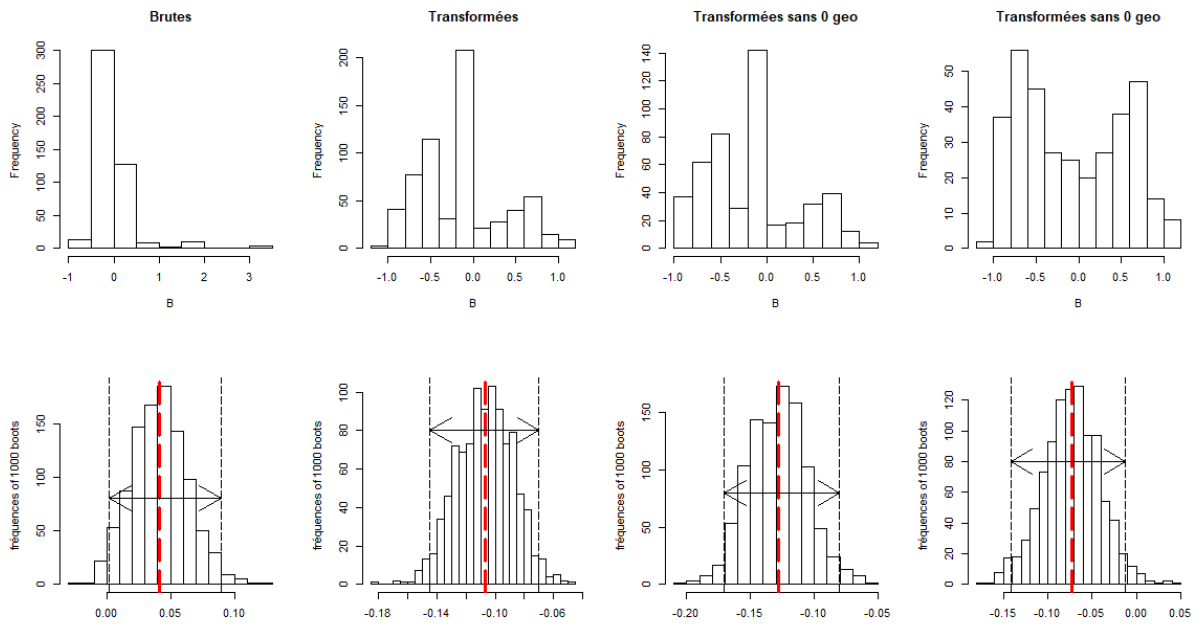
Longitude



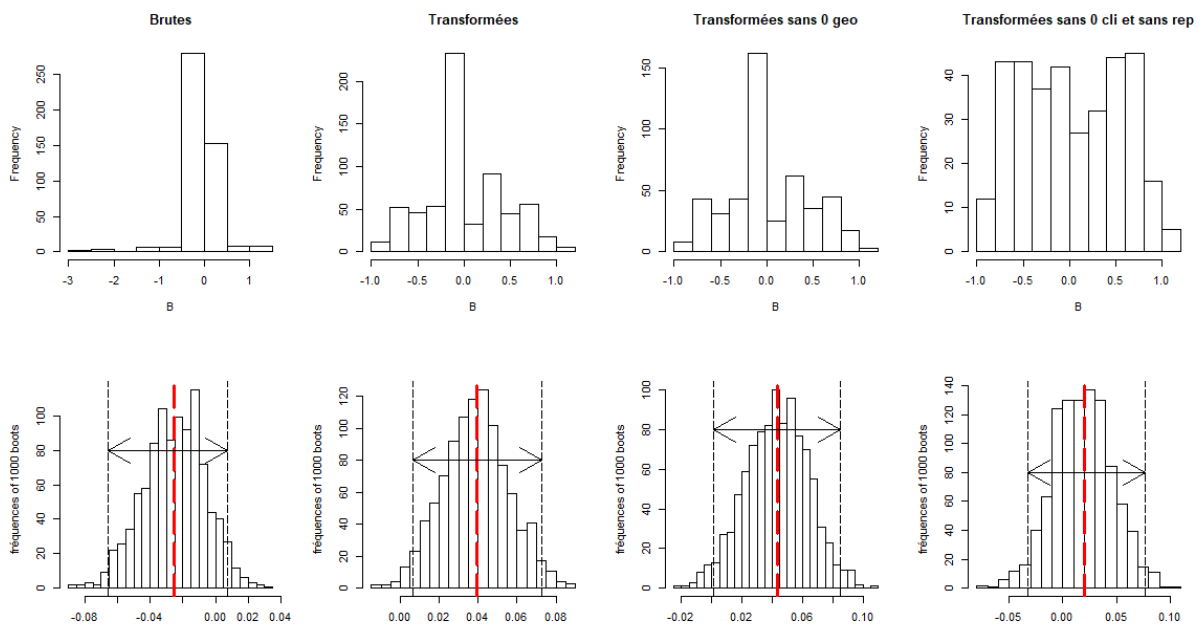
Latitude



Axis 1



Axis 2



SuppInfo—**Figure S4**—Distribution of bootstrap means of differences between host and source sites in longitude, latitude, and coordinates on axes 1 and 2 of the Principal Component Analysis on bioclimatic variables (host minus source site values).

Table S1. Geographic distances (in km) between host and source sites for plant translocations in the Western Palearctic according to the latitude from the southernmost (first quartile) to the northernmost operations (fourth quartile).

	Mean	Median	Min - Max
All data	28.929	2.694	0 to 661
First quartile	17.273	1.188	0 - 223
Second quartile	17.443	2.444	0 - 291
Third quartile	20.105	1.023	0 - 231
Fourth quartile	61.0250	11.867	0 - 661

Wilcoxon – Mann and Whitney test comparing first quartile and fourth quartile: P-value = 1.425e-07

Table S2. Geographic distances (in km) between host and source sites for plant translocations in France and Spain.

	Mean	Median	Min - Max
All data	28.929	2.694	0 to 661
France	13.156	2.444	0 to 231
Spain	19.419	1.737	0 to 223

Table S3. Differences in longitudes between host and source sites (host site values minus source site values) for plant translocations in the Western Palearctic according to the latitude from the southernmost (first quartile) to the northernmost operations (fourth quartile).

	Mean	Median	Min - Max
All data	-0.058	0.000	-8.506 - 2.567
First quartile	-0.062	0.000	-1.490 - 0.326
Second quartile	-0.074	0.000	-2.823 - 0.587
Third quartile	0.157	-0.004	-0.840 - 2.567
Fourth quartile	-0.253	0.000	-8.506 - 2.447

Wilcoxon – Mann and Whitney test comparing first quartile and fourth quartile: P-value = 0.154

Table S4. Differences in latitudes between host and source sites (host site values minus source site values) for plant translocations in the Western Palearctic according to the latitude from the southernmost (first quartile) to the northernmost operations (fourth quartile).

	Mean	Median	Min - Max
All data	-0.016	0.000	-2.650 - 3.517
First quartile	-0.020	0.000	-2.009 - 1.010
Second quartile	0.045	0.002	-0.440 - 1.616
Third quartile	0.055	-0.009	-0.213 - 1.260
Fourth quartile	-0.144	0.000	-2.650 - 3.519

Wilcoxon – Mann and Whitney test comparing first quartile and fourth quartile: P-value = 0.001658

Table S5. Differences in altitudes between host and source sites (host site values minus source site values) for plant translocations in the Western Palearctic according to the latitude from the southernmost (first quartile) to the northernmost operations (fourth quartile).

	Mean	Median	Min - Max
All data	-1.502	0.000	-921 – +827
First quartile	9.469	0.000	-921 – +827
Second quartile	42.680	6.000	-783 – +465
Third quartile	-15.760	3.000	-851 – +119
Fourth quartile	-42.370	0.000	-670 – +287

Wilcoxon – Mann and Whitney test comparing first quartile and fourth quartile: P-value = 2.101e-05

Table S6. Climatic distances between host and source sites (host site values minus source site values) for plant translocations in the Western Palearctic according to the latitude from the southernmost (first quartile) to the northernmost operations (fourth quartile).

	Mean	Median	Min - Max
All data	0.5498	0.6654	0.0000 - 1.2966
First quartile	0.4268	0.6214	0.0000 - 1.0862
Second quartile	0.5376	0.7077	0.0000 - 1.0882
Third quartile	0.6072	0.5706	0.0000 - 1.1175
Fourth quartile	0.6282	0.7425	0.0000 - 1.2966

Wilcoxon – Mann and Whitney test comparing first quartile and fourth quartile: P-value = 5.045e-05

2. Annexe 3 - Chapitre 3

Diallo Mohamed

Doctorant Université Paris sud

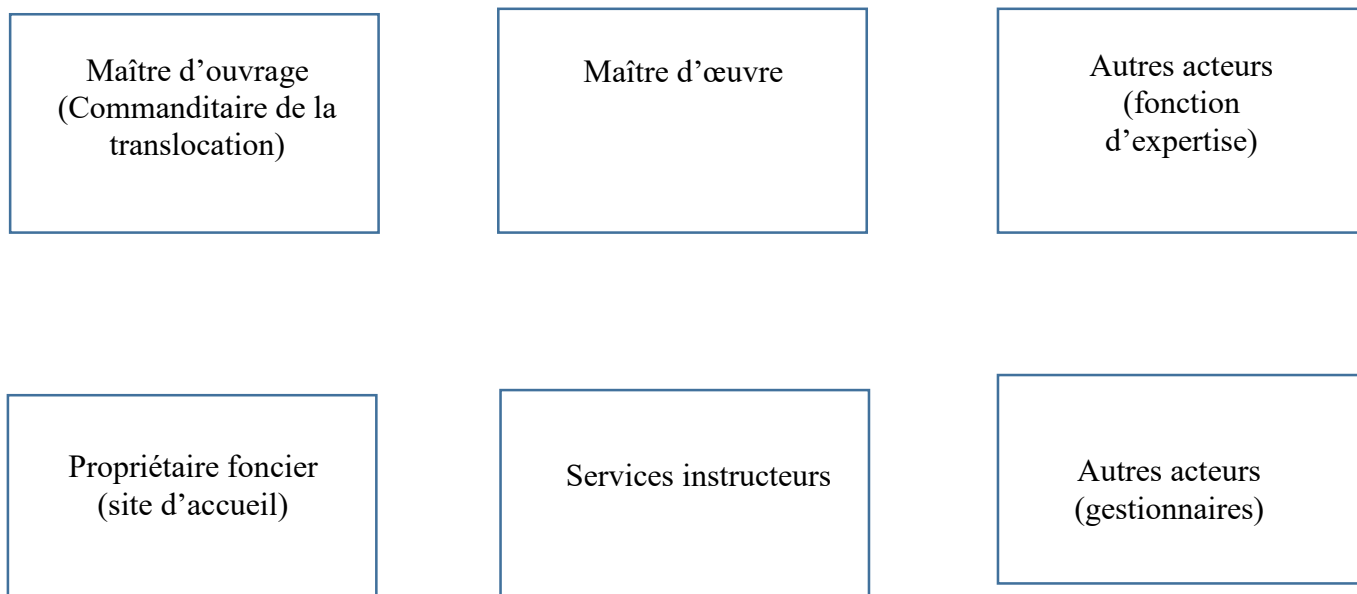
TransLocPlant

Formulaire de collecte de données économiques sur les opérations de translocations végétales.

Introduction / objectif de notre échange :

Cette enquête s'inscrit dans le cadre de ma thèse portant sur « l'évaluation interdisciplinaire des translocations d'espèces végétales à des fins conservatoires » à l'Université Paris-Saclay. J'analyse à la fois les conditions écologiques et économiques pour l'atteinte de la viabilité des populations transloquées. Je cherche donc à évaluer les **coûts directs** (coûts facilement identifiables comme l'investissement en travaux ou l'acquisition de foncier) et les **coûts indirects** (coûts plus difficiles à évaluer parce que liés au temps de travail consacré à la translocation par différents acteurs, au frais de déplacement pour réunions, etc.) des translocations. Nous souhaitons aussi pouvoir **décrire le réseau d'acteurs impliqués**, et avoir **une répartition des coûts en fonction de ces acteurs** tout au long de la **chronologie** du projet de translocation. Les travaux seront valorisés dans des articles scientifiques français et internationaux.

1. En quelle année les premières discussions sur ce projet ont-elles émergé (intervalle possible) ?
2. Comment est venue l'initiative de mener une opération de translocation ?
3. Qui sont les initiateurs ? (Acteurs)
4. A votre avis, en plus des personnes, organismes, programmes que vous avez déjà cités précédemment comme impliqués dans cette translocation, qui a dû consacrer au moins un peu de temps sur ce projet de translocation ? (Il peut s'agir ici de personnes qu'on ne saura pas forcément nommer, d'organismes par lesquels le projet est passé à un stade ou à un autre : DREAL, CNPN, Préfecture, Ministère...).



5. Durant la phase initiale du projet, aviez-vous évoqué l'aspect économique d'un tel projet ?

6. Quel a été le budget prévisionnel du projet de translocation ?

-Projet global

-Partie du projet portée par l'interviewé

7. Avez-vous une idée du coût final (budget réel) ?

-Projet global

-Partie du projet portée par l'interviewé

8. Si vous avez l'information, sur quels budgets ces dépenses ont-elles été faites ?

TABLEAU DES COUTS :

Dans ce tableau, notre but est de déterminer (décrire) l'ensemble des étapes liées à la translocation ;

Nous voulons connaître les coûts liés à des achats que vous avez été amenés à faire pour la réalisation du projet dans un premier temps

Puis en second lieu le coût en terme de temps passé par le personnel du CBN pour cette opération.

NB : Pensez à préciser le coût ETP ingénieur ou technicien

Libellé du coût (<i>brut, hors taxe ?</i>)	Acteur/Structure interrogé (<i>en nombre de jours ou en Euros</i>)	Acteur/Structure tiers
A- Phase de préparation de la translocation : 1- Dossier : Cout ETP Ingé Cout ETP Tech 2- Prospection/récolte du matériel biologique 3- Stockage/conditionnement du matériel biologique (<i>équipements, matériels, emballages de conservation, tri/séchage...</i>) 4- Mise en culture du matériel biologique		
B- Phase d'opération de translocation 1- Réimplantation		
C- Phase post-translocation 1- Suivi des populations 2- Rédaction rapports de suivis 3- Entretien/gestion du site après la translocation (<i>désherbage, érection de barrière de protection...</i>)		
D- Coûts annexes/ bénéfiques 1- Nombre de km parcourus par le personnel 2- Nombre de km parcourus par le matériel biologique 3- Communication sur la translocation : interne Externe 4- Maitrise foncière (<i>Acquisition, convention...</i>) 5- Perte économiques liée à l'usage antérieur du site (<i>attractivité par ex</i>) 6- Bénéfices économiques et éventuelles subventions		
E- Mixtes (<i>lorsque les coûts sont confondus</i>)		
Remarques : - <i>Penser à noter l'année de l'évaluation pour prendre en compte éventuelle inflation</i> - <i>Distinction si ETP ingénieur/ technicien ou couts directs et préciser si c'est un prestataire extérieur...</i>		

Observations particulières :

9. Quel est le nombre de collaborations antérieures à ce projet avec les autres acteurs (s'il y en a eu) ?
10. Certaines étapes du projet de translocation ont-elles été mutualisées ? (Par exemple : déplacements mutualisés pour le suivi de deux populations transloquées dans des sites assez proches).
11. Direz-vous que l'aspect économique a été déterminant dans la réalisation (réussite) du projet ?
12. Quel est votre ressenti sur cette opération de translocation en particulier et sur les translocations en général ?
13. Quels sont les rapports entre les différents acteurs concernés par les opérations de translocations ? (*Stratégies, entente, concurrence*)
14. *Suggestions ?*

Schéma théorique acteurs :

