THÈSE POUR OBTENIR LE GRADE DE DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE MONTPELLIER

Filière EERGP – Écologie, Évolution, Ressources Génétiques et Paléobiologie

École doctorale Gaia

Unité de recherche CEFE UMR 5175

Translocations végétales : bilan des connaissances, expérimentation et optimisation

Présentée par Margaux JULIEN
Le 19 septembre 2022

Sous la direction de Bertrand SCHATZ et Bruno COLAS

Devant le jury composé de

François SARRAZIN, Professeur, Sorbonne université	Rapporteur
Irène TILL-BOTRAUD, Directrice de recherche, CNRS	Rapporteure
Thierry DUTOIT, Directeur de recherche, CNRS	Examinateur
Guillaume PAPUGA, Maître de conférences, Université de Montpellier	Examinateur
Katia DIADEMA, Chargée de mission, CBN Med	Examinatrice
Bertrand SCHATZ, Directeur de recherche, CNRS	Directeur de thèse
Bruno COLAS, Professeur, AgroParisTech	Directeur de thèse
Gérard FILIPPI, Directeur, Ecotonia	Invité

UNIVERSITÉ DE MONTPELLIER

Résumé

La translocation végétale est le déplacement volontaire de matériel végétal d'un site ou d'une collection dans un site naturel ou semi-naturel. Cette pratique de plus en plus fréquente peut être entreprise de façon volontaire, souvent dans le cadre de programmes de conservation, mais aussi de façon réglementaire, en application de la législation obligeant à répondre aux impacts sur la biodiversité engendrés par certains projets d'aménagement. Dans de nombreux pays, comme en France, lors d'un projet d'aménagement, il est en effet nécessaire de proposer des mesures permettant dans l'ordre d'éviter, de réduire et de compenser les impacts des travaux d'aménagement sur les populations impactées d'espèces protégées. Dans la réglementation française actuelle, les translocations sont souvent proposées en accompagnement de la séquence ERC.

J'ai réalisé cette thèse financée par un bureau d'études en environnement qui est régulièrement confronté aux translocations végétales réglementaires, ce qui m'a permis d'acquérir une meilleure vision de cette pratique, des liens entre acteurs et des différents enjeux. L'objectif principal de cette thèse est d'améliorer la pratique de la translocation en se plaçant dans une posture de recherche-intervention, et en réalisant un bilan des connaissances des translocations en France, mais aussi en expérimentant et optimisant des protocoles de translocation sur deux cas d'études. Dans un premier axe, nous étudions la perception des acteurs de l'environnement en France au sujet de la translocation, la qualité des protocoles proposés pour les translocations réglementaires ainsi que le suivi mis en place après translocation. Ces acteurs ont un avis assez mitigé sur la translocation (avis mitigé chez toutes les catégories d'acteurs). Cette perception peut être justifiée, puisque nous avons ensuite montré que les protocoles des translocations réglementaires manquent de détails sur l'écologie des espèces et sont globalement de mauvaise qualité. De plus, nous avons aussi montré que les suivis sont peu effectués plus de 5 ans après la translocation, et le partage d'expérience est rare. Dans le second axe, nous avons étudié deux cas de translocations réglementaires proposées en anticipation d'un projet d'aménagement. Nous proposons différentes méthodes pour améliorer les connaissances sur une espèce et pour optimiser un protocole de translocation. Sur le premier cas ciblé sur *Helianthemum marifolium*, nous nous concentrons sur la phase pré-translocation afin d'acquérir suffisamment de connaissances et de développer une phase *ex situ* où les individus sont mis en culture. Dans le second ciblé sur l'espèce *Serapias neglecta*, nous optimisons un protocole de translocation par l'expérimentation sur un petit nombre d'individus, en prévision d'une opération de plus grande ampleur.

Il est donc important d'étudier cette pratique et d'améliorer fortement sa mise en œuvre. Nous proposons différentes actions d'améliorations, certaines pouvant être mises en œuvre à l'échelle d'un bureau d'études, et d'autres nécessitant une prise en main du sujet par l'état. Ces améliorations sont les suivantes : anticiper les impacts lors d'un projet d'aménagement, mieux intégrer le caractère expérimental d'une translocation, financer la recherche-intervention, permettre la mutualisation des translocations, coupler la translocation à des mesures de gestion, partager ses retours d'expériences et créer une liste d'espèces rédhibitoires.

Mots clés : Translocations végétales, Séquence ERC, Recherche-intervention, Conservation

Abstract

Plant translocation is the deliberate movement of plant material from a site or collection to a natural or semi-natural site. This increasingly frequent practice can be undertaken voluntarily, often in the framework of conservation programmes, but also as a mitigation measure, in response to legislation requiring the impacts on biodiversity to be considered in the framework of land use planning. In many countries, as in France, it is necessary to propose measures to avoid, reduce and compensate the impacts on the impacted populations of protected species. In the current French legislation, translocations are often proposed as a complement to the mitigation hierarchy.

This thesis was funded by an environmental consultancy firm that is regularly confronted with mitigation plant translocations, which allowed me to gain a better understanding of this practice, the links between actors and the different issues at stake. The main objective of this thesis is to improve the practice of translocation by adopting a research-intervention approach, and by carrying out an assessment of knowledge of translocations in France, but also by experimenting and optimising translocation protocols on two case studies. In the first axis, the study of the perception of environmental actors in France about translocation, on the quality of the protocols proposed for mitigation translocations as well as on the monitoring effort put in place after translocation. These stakeholders have a rather mixed opinion on translocation (mixed opinion among all categories of stakeholders). This perception can be justified, since we have shown that the protocols for mitigation translocations lack details on the ecology of the species and are generally of poor quality. Moreover, we have also shown that monitoring is rarely carried out over the medium and long term, and experience sharing is rare. In the second axis, we studied two cases of mitigation translocations proposed in anticipation of a development project. We propose different methods to improve knowledge of a species and to optimise a translocation protocol. In the first case, targeting *Helianthemum marifolium*, we focus on the pre-translocation phase in order to acquire sufficient knowledge and to develop an *ex situ* phase in which individuals are grown. In the second one, focused on the species *Serapias neglecta*, we are optimising a translocation protocol by experimenting on a small number of individuals, in anticipation of a larger-scale operation.

It is therefore urgent to study this practice and to improve its implementation. We propose various actions for improvement, some of which can be implemented by a consultancy firm, and others which require the state to take charge of the subject. These improvements are as follows: anticipate impacts during a development project, better integrate the experimental nature of a translocation, finance research-intervention, allow the mutualisation of translocations, couple translocation with management measures, share feedback and create a list of prohibitive species.

Keywords: Plant translocations, Mitigation hierarchy, Research-intervention, Conservation

Remerciements

Un grand merci à mes directeurs de thèse, Bertrand Schatz et Bruno Colas, pour votre investissement dans mes travaux, votre bienveillance et votre enthousiasme autour de ce sujet de recherche. Nos discussions ont beaucoup nourri mes réflexions, vous m'avez très vite permis d'avoir l'autonomie dont j'avais besoin. Bertrand, c'est toi qui m'as parlé de cette thèse et de ce sujet qui ne me parlait pas vraiment, mais qui correspond finalement tout à fait à ce que j'aime dans la recherche : quand elle est appliquée ! Bruno, merci pour ton accueil lors de ces 2 semaines en janvier, passées à Orsay, pour ton écoute et tes conseils. Merci à tous les 2 de m'avoir donné l'opportunité de faire cette thèse.

Gérard, merci pour ta confiance, pour m'avoir accueillie à Ecotonia, où j'ai énormément appris. J'ai apprécié aller sur le terrain avec toi, et surtout ce terrain en Corse lors de ma toute première translocation. J'ai beaucoup apprécié ces moments en ta compagnie.

Je souhaite aussi remercier les membres de mon jury qui ont accepté d'évaluer mes travaux de thèse : Irène Till-Botraud, François Sarrazin, Guillaume Papuga, Thierry Dutoit et Katia Diadema. Merci en particulier à Guillaume de m'avoir suivie depuis mon premier comité, et également pour les moments partagés lors de la conférence à Rome. Merci également aux autres membres de mon comité de suivi pour m'avoir conseillée et orientée lors des comités annuels : Ophélie Ronce, Anne Charpentier, et Serge Muller.

Merci à toutes les personnes avec qui j'ai été en contact au cours de cette thèse, j'ai embêté beaucoup de monde pour récupérer des retours d'expériences, mais ça a aussi été l'occasion de rencontrer des personnes heureuses de parler translocations avec moi. J'ai plusieurs fois été en contact avec les divers CBN, je retiens de mes rencontres Lara Dixon, merci pour tous nos échanges, cette collaboration sur l'un des articles et pour cette visite des locaux à Porquerolles. Merci aussi à Sarah Roussel de m'avoir fait découvrir vos projets à la Réunion.

Merci à Justine Ducrettet et Mohamed Diallo, je garde un bon souvenir de nos visios pour préparer ce questionnaire. C'était un vent de fraîcheur entre deux analyses ou deux terrains. Je suis contente de le voir aboutir et de notre très bonne entente pendant toute la longueur de ce projet. Je remercie aussi Alexandre Robert, pour sa précieuse aide sur les modèles pour les suivis. J'ai beaucoup appris grâce à toi, merci pour ta patience et ta pédagogie. Merci également à Serge Muller, sans qui il n'aurait pas été possible de réaliser cette analyse des protocoles de translocation.

Je remercie chaleureusement Marc Inglebert pour sa bonne humeur communicative, ainsi que Morgane Leguilcher et Audrey Marchand. Ce projet sur les hélianthèmes dont je suis si fière a pu voir le jour grâce à votre investissement sur les questions environnementales. Merci aussi à la base aérienne de

Solenzara, à Serge Sarda et Léa Morris, aux pompiers qu'on a sortis de leurs habitudes en leur demandant d'arroser nos petites plantes, aux contrôleurs de piste qui devaient bien rire lorsque je devais communiquer par talkie sur les pistes, avec seulement la moitié du vocabulaire militaire en tête. Merci Jean-Marc pour ton maniement de mini-pelle niveau expert.

Merci à l'équipe IBT et à mes collègues du CEFE. Les confinements et mon bureau d'études m'ont souvent tenu éloigné de vous, mais vous avez toujours été très accueillants. En particulier, merci à Flora, c'était super de pouvoir partager le même rythme de ces derniers mois de rédaction. Merci à Natalia, Fabien, Louise, Anne-Geneviève, Maryse, Arnaud, Guillaume, Ulysse et tous les autres permanents et non permanents du couloir avec qui j'ai passé certes peu de temps, mais de très bons moments. Merci Laurent de m'avoir permis de faire un peu d'enseignement : j'ai toujours aimé enseigner, mais c'était la première fois que je me retrouvais devant un groupe entier. C'était une super expérience. Merci à l'équipe du TE pour m'avoir trouvé de la place dans les serres du CEFE, où j'ai pu cultiver mes petits hélianthèmes, et merci pour l'arrosage pendant mes périodes d'absence. Merci à Céline Casenave qui a été ma mentore pour cette dernière année de thèse.

Un grand merci à tous mes collègues d'Ecotonia. En 3 ans, j'ai vu beaucoup de monde arriver et partir. En particulier je remercie celles qui sont là depuis mes débuts : Solène, Hélène, Camille, vous contribuez à la bonne ambiance et à mon envie de rester à Ecotonia ! Helena, merci à toi pour nos conversations et pour avoir toujours été là pour moi, et bonne chance dans ta nouvelle aventure. Merci à toutes les personnes que j'ai croisées à Ecotonia : Marjorie, Florine, Manon-Cécile, Laura (x2), Chloé, Caroline, Camille, Florian, Nina, Antoine, Brendan, Vanessa, Ménad, Julie…

Je remercie aussi Simon Contant pour me faire découvrir de nouvelles espèces à chaque mission en Corse : j'admire ta passion, j'aurais aimé être une élève plus assidue ! Merci à Alain Coache et ses histoires fantastiques de grottes, de chiens et d'hôpitaux…

Pendant ma deuxième année, j'ai eu la chance d'encadrer deux stagiaires : Florent et Lou. Je vous remercie tous les 2 pour l'aide précieuse que vous m'avez apportée. J'ai beaucoup aimé travailler avec vous, c'est super de pouvoir autant partager sur mon sujet. Merci particulièrement à Lou, tu n'as pas eu une phase de terrain des plus faciles, on se souviendra longtemps de notre après-midi au commissariat…

Merci à mes copines des pattounes : Justine, Clémence, Morgane, Servane, Mathilde, Margaux, Marion et toutes les autres. C'est en partie grâce à vous et à tous ces minous que j'aime vivre à Montpellier ! Manon, je te remercie pour ton amitié, pour le soutien émotionnel de ces derniers mois, je suis super contente de t'avoir rencontrée et j'espère qu'on pourra partir en Islande un de ces jours.

Merci à mes amis loin de Montpellier mais toujours dans mon cœur : toutes les personnes du Kabebaloo, mais aussi Elsa (hâte de te revoir !), Clément, Marie, Agathe, Benjamin, Florian.

Merci à ma famille pour votre soutien et pour avoir toujours cru en moi. J'étais partie pour être vétérinaire, j'ai finalement un peu dérivé, mais docteure en plante ce n'est finalement pas si éloigné. C'était un long parcours, avec beaucoup d'étapes imprévues, mais je suis très contente de là où ça m'a menée. Hâte que vous m'appeliez Docteure ;)

Merci Martin pour ton amour et ton soutien de tous les jours. On est parti ensemble à Montpellier pour une nouvelle aventure qui me plaît toujours autant. Tu es un vrai pilier dans ma vie et je ne te remercierais jamais assez pour tout ce que tu m'apportes.

Merci à ma belle-famille de m'avoir accueillie parmi vous. Trop heureuse d'être devenue tata pour la première fois.

Merci Papa pour ton soutien et pour tes jolies illustrations de mes plantes préférées.

Merci Emilie pour la personne que tu deviens, je suis fière d'avoir une petite sœur comme toi.

Merci Maman pour toutes tes relectures, à l'affût de la moindre faute d'orthographe. Merci à toi et à Mamie pour les nombreuses dictées que vous m'avez fait faire pendant toutes les vacances jusqu'au lycée… Grâce à vous, il y avait finalement peu de fautes à traquer. Maman, je te remercie aussi de m'avoir appris à aimer la lecture, tu m'as fait découvrir Delphine de Vigan il y a quelques années. Un de ses récents livres m'a beaucoup marqué, elle dit : « Vous êtes-vous déjà demandé combien de fois dans votre vie vous aviez réellement dit merci ? Un vrai merci. L'expression de votre gratitude, de votre reconnaissance, de votre dette. ». Ici, c'est l'occasion d'un vrai merci, à toutes les personnes dont je viens de parler, et à toutes celles que j'ai dû oublier : sincèrement merci.

Liste des travaux

Publications

- **Manuscrit 1** – **Julien, M.**, Ducrettet, J., Diallo, M., Colas, B., Imbert, E., Maurice, S., Schatz, B. How do conservation staakeholders perceive plant translocations in France ? (en préparation)
- **Manuscrit 2** – **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
- **Manuscrit 3** – **Julien**, **M.**, Colas, B., Muller, S., Schatz, B. 2022. Dataset of costs of the mitigation hierarchy and plant translocations in France. *Data in brief* 40 (107722). https://doi.org/10.1016/j.dib.2021.107722
- **Manuscrit 4** – **Julien, M.**, Schatz, B., Robert, A., Colas, B. Monitoring time of voluntary and mitigation plant translocations. *Plant Ecology* (soumis)
- **Manuscrit 5** – **Julien, M.**, Delayance, L., Cortes, F., Dixon, L., Filippi, G., Schatz, B. Anticipating plant translocation in land-use projects: a case study of *Helianthemum marifolium*. *Botany letters*. (soumis)
- **Manuscrit 6** – **Julien, M.**, Schatz, B., Contant, S., Filippi, G. 2022. Flora richness of a military area: discovery of a remarkable station of *Serapias neglecta* in Corsica. *Biodiversity Data Journal* 10 : e76375. https://doi.org/10.3897/BDJ.10.e76375

Communications

- **Julien**, **M.**, Colas, B., Muller, S., Schatz, B. Quality assessment of mitigation translocation protocols for protected plants in France. Présentation lors de la conférence « International Plant Translocation Conference » le 21 juin 2022.

Enseignement et autres

- **Enseignement** à l'Université Paul Valéry, TD de Biologie en L1 Psychologie (2020 et 2021, 36h de TD)
- **Encadrement** de 2 stagiaires de L3
- **Candidature** au prix national du génie écologique avec le projet de translocation de l'hélianthème à feuilles de Marum
- **Participation** à la training school plant translocation **(24-27 mars 2021)**

Sigles et acronymes

CBN : Conservatoire Botanique National

CBNC : Conservatoire Botanique National Corse

CBN Med : Conservatoire Botanique National méditerranéen

CEN : Conservatoire d'Espaces Naturels

CEREMA : Centre d'Études et d'Expertise sur les Risques, l'Environnement, la Mobilité et l'Aménagement

CNPN : Conseil National de la Protection de la Nature

CSRPN : Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel

DDT(M) : Direction Départementale des Territoires (et de la Mer)

DREAL : Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

EIE : Étude d'Impact Environnemental

ERC : Éviter Réduire Compenser

GIEC : Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat

ICPE : Installation Classée pour la Protection de l'Environnement

MRAE : Mission Régionale d'Autorité Environnementale

MTE : Ministère de la Transition Ecologique

MVP : Minimum Viable Population (Taille minimale d'une population viable)

NNL : No Net Loss (absence de perte nette (de biodiversité))

OFB : Office Français de la Biodiversité

OTAN : Organisation du Traité de l'Atlantique Nord

REVER : Réseau d'Échanges et de Valorisation en Écologie de la Restauration

SER : Society for Ecological Restoration (Société pour la restauration écologique)

SHS : Sciences Humaines et Sociales

SNC : Site Naturel de Compensation

UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

VNEI : Volet Naturel de l'Etude d'Impact

ZAC : Zone d'Aménagement Concerté

Lexique

Les mots définis dans le lexique sont en **bleu** dans le texte du manuscrit.

Allèle : Forme particulière d'un gène, déterminant une forme possible du caractère codé par ce gène.

Auto-incompatibilité : Chez les végétaux, il y a une auto-incompatibilité lorsqu'il y a une impossibilité physiologique pour le gamète mâle de féconder un gamète femelle situé dans la même fleur.

Diaspore : Élément permettant d'accomplir la dissémination d'une espèce végétale (par exemple, graines, fruits, bouture)

Fonctions écologiques : Ensemble des processus biologiques permettant le maintien et le fonctionnement d'un écosystème

Guilde : Groupe d'espèces qui exploitent une ressource d'une manière comparable

Niche écologique : « Place » occupée par une espèce au sein d'un écosystème. Plus précisément, la niche écologique correspond à un espace à n dimensions où chaque dimension représente une caractéristique du milieu, et délimité dans chaque dimension par la gamme de conditions permettant aux individus de l'espèce de survivre et se reproduire.

Proxy : Variable qui peut approximer une autre variable non observable ou non mesurable

Services écosystémiques : Biens et services tirés par les sociétés humaines des écosystèmes (nourriture, qualité de l'eau, etc.)

Stigmate : Organe d'une fleur, ayant pour fonction de capturer les grains de pollen

Succès reproducteur : Capacité d'un individu d'un certain génotype à se reproduire

Zone d'occurrence : La zone d'occurrence est définie dans le critère B des listes rouges UICN. Il s'agit de la surface occupée par l'espèce selon une limite possible de l'étendue.

Table des matières

Résumé 2
Abstract 3
Remerciements 4
Liste des travaux 7
Sigles et acronymes 8
Lexique 9
Table des matières 10
Préface 15
Partie 1 : Contexte, théorie, problématique et démarche 16
1. Contexte et définitions 16
1.1. Contexte 16
1.2. Définitions 18
1.3. Les objectifs d'une translocation 21
1.4. Comparaison des translocations animales et végétales 23
2. La législation française autour de la translocation 25
2.1. Dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées 25
2.2. La séquence Éviter Réduire Compenser en France 26
2.3. Place de la translocation végétale dans la séquence ERC 30
3. Le réseau d'acteurs 32
3.1. Les acteurs impliqués dans le déroulé de la séquence ERC et dans les translocations végétales réglementaires 32
3.2. Les acteurs impliqués dans les translocations volontaires 35
3.3. Adhésion des acteurs à la pratique de la translocation 35
4. Méthodes et succès 36
4.1. Déroulement d'une translocation 36
4.2. Mesure du succès 39
4.3. Optimisation de la translocation 42
5. Contraintes et risques biologiques sur les populations et les écosystèmes liés à la translocation 44
5.1. Modification des interactions interspécifiques 44
5.2. Les risques d'invasions biologiques 47
5.3. Les risques liés aux petites populations 48
5.4. Les risques liés au mélange de populations 49
5.5. Les risques liés à la conservation *ex situ* 50
6. Préoccupations éthiques liées à la translocation 51
7. Comparaison des translocations réglementaires et volontaires 52

8. Contexte de travail, objectifs de la thèse et hypothèses 54
8.1. Recherche intervention et objectif opérationnel 54
8.2. Questions de recherche 56
9. Organisation du manuscrit 56
Partie 2 : Bilan des connaissances sur les translocations végétales 57
Chapitre 1 – Les translocations végétales en France : le regard des acteurs de l'environnement 58
Chapitre 2 – Protocoles de translocations réglementaires : une marge de progression pour l'amélioration de la pratique 85
Chapitre 3 – Un temps de suivi post-translocation encore trop faible 114
Partie 3 : Le concret d'un bureau d'études – cas d'études et amélioration de protocoles 137
Chapitre 4 – Amélioration des connaissances et recherche d'un protocole adapté pour la translocation d'*Helianthemum marifolium* 138
Chapitre 5 – Translocation à grande échelle de sérapias : optimisation du protocole en anticipation d'un projet d'aménagement 171
Fiche méthode : Conception d'un protocole de translocation réglementaire 200
1. Protocole de translocation 200
2. Amélioration des connaissances avant translocation 202
3. Suivi 203
Partie 4 : Discussion 204
1. Apport des travaux de recherche menés 204
1.1. La perception des acteurs de l'environnement sur la translocation est mitigée 204
1.2. Les protocoles des translocations réglementaires sont incomplets 205
1.3. Les suivis post-translocation sont peu réalisés et peu diffusés 205
1.4. Des améliorations des protocoles sont possibles par l'expérimentation et la préparation 206
2. Des pistes sur l'amélioration de la pratique 208
2.1. La situation des départements et territoires d'outre-mer 208
2.2. Coût économique 210
2.3. Coût environnemental 212
2.4. Partage des retours d'expériences 213
2.5. Vers des projets de translocation à plus grande échelle ? 215
2.6. Une remise en question des statuts de protection 216
3. Propositions d'actions pour l'amélioration des translocations 218
4. Conclusion 225
Postface 226
Bibliographie 228
Annexes 251

Table des figures

Figure 1 : Schéma bilan des types de translocations existants selon les définitions de l'UICN. L'espèce B a complètement disparu de sa **zone d'occurrence**. La zone d'occurrence potentielle future de l'espèce A possède des conditions favorables à cette espèce. 19
Figure 2 : Vocabulaire utilisé pour définir les translocations 22
Figure 3 : Chenille de Diane sur sa plante hôte (mai 2020) 23
Figure 4 : La séquence ERC (Éviter-Réduire-Compenser). La translocation peut être proposée en tant que mesure de réduction ou mesure d'accompagnement (Figure adaptée du Cerema, 2018). 28
Figure 5 : Liens entre les acteurs impliqués dans les translocations réglementaires (* Étude d'Impact). Les numéros correspondent à l'ordre dans lequel se déroule les différentes étapes entre les acteurs... 34
Figure 6 : Récapitulatif des grandes étapes de translocation avec les points clefs de chaque étape 39
Figure 7 : Courbe de croissance attendue d'une population transloquée. Le suivi devrait s'arrêter une fois la capacité biotique atteinte, permettant d'estimer la viabilité de la population. Figure inspirée de Sarrazin (2007) et Seddon & Armstrong (2019). 41
Figure 8 : Cycle de vie schématique d'une plante avec un suivi annuel. 44
Figure 9 : Exemples d'interactions interspécifiques et des potentiels problèmes après translocation ... 45
Figure 10 : Des constats de terrain aux questions scientifiques (Figure extraite de la thèse de Bigard 2018) 54
Figure 11 : Mise en évidence des étapes de la translocation étudiées dans le chapitre 1. Nous nous intéressons particulièrement aux acteurs de la translocation et leur vision de la translocation. 59
Figure 12 : Graphes des individus. Les dimensions 1 et 2 ont été construites à partir de 7 questions pour connaître l'opinion des répondants (Q14 à Q17, Q62 à Q64).. 71
Figure 13 : Graphe en radar du score moyen donné par les répondants de chaque groupe. Les caractéristiques présentées ici sont toutes significatives. 75
Figure 14 : Boxplots des scores moyens attribués aux différents critères de réussite. Plus le rang est bas, plus le critère est jugé important. Les lettres correspondent aux résultats du test post-hoc de Conover. 76
Figure 15 : En haut, pourcentage de réponses pour chaque possibilité dans la question sur ce à quoi ressemble la translocation dans la pratique actuelle. En bas, pourcentage de réponses pour chaque possibilité de la question sur les alternatives possibles à la translocation. Les réponses ont été pondérées pour donner un poids égal à chaque répondant. 78
Figure 16 : Mise en évidence des étapes de translocation étudiées dans le chapitre 2 86
Figure 17 : Étapes requises pour obtenir une autorisation pour déplacement/destruction d'une espèce protégée dans le cadre d'un projet d'aménagement 91
Figure 18 : A. Nombre de demandes de dérogation par an (points noirs) et pourcentage d'avis favorables (barres grises). La portion rouge correspond aux dossiers ayant un avis favorable qui contient une translocation. Les lignes en pointillées encadrent la période étudiée dans l'article. Aucune information disponible pour l'année 2017 due à un changement dans le CNPN. B. Nombre de demandes de dérogation analysées par département. C. Nombre moyen de translocations par dossiers par département. 96
Figure 19 : Proportion de populations transloquées et non transloquées : A. par famille végétale. . B. par type de projet. C. par habitat EUNIS. D. par habitat de la directive européenne habitat.. 98
Figure 20 : A. Proportion des informations présentes pour les traits d'histoire de vie pour les populations transloquées (103 populations) et non transloquées (179 populations). B. Distribution de la floraison et de la période de translocation des populations transloquées. 100
Figure 21 : Distribution des populations transloquées en fonction de leur indice de qualité 101
Figure 22 : Odds-ratio estimés entre l'avis du CNPN et les différentes variables. 102

Figure 23 : À gauche, coût de la séquence ERC en fonction du coût total du projet. À droite, coût de l'opération de translocation en fonction de la séquence ERC. 112
Figure 24 : Mise en évidence des étapes de translocation étudiées dans le chapitre 3 115
Figure 25 : Localisation des UPT étudiés en Europe 124
Figure 26 : Disponibilité des données de suivi. A : Nombre d'UPT contrôlées pour chaque année post-translocation. B : Pourcentage d'UPT contrôlées par rapport au nombre d'UPT prévues contrôlées. C : Durée du suivi. D : Nombre d'UPT contrôlées disponibles par an. 125
Figure 27 : Courbes réalisées à partir des valeurs prédites du modèle. A. Pour le nombre de graines semées. B. Pour le nombre de plantes transplantées. C. Pour le type d'individus transloqués. D. Pour l'objectif de la translocation. 127
Figure 28 : A. Changements de statut des UPT en fonction du temps écoulé depuis la translocation. B. UPT éteinte selon l'objectif de la translocation. C. UPT éteinte en fonction du type de propagules. . 128
Figure 29 : Exemples de la dynamique de 5 unités de translocation 134
Figure 30 : Tendance de l'évolution des tailles de population post-translocation selon plusieurs modalités. A : graphe général, contenant l'ensemble des données sur 10 ans. B : En fonction du type de matériel végétal. C : En fonction de l'objectif de la translocation. 136
Figure 31 : Mise en évidence des étapes de translocation étudiées dans le chapitre 4 139
Figure 32 : Répartition des hélianthèmes à feuilles de Marum A. à l'échelle mondiale B. à l'échelle départementale C. à l'échelle du site d'étude. En haut à droite, photographie de l'hélianthème à feuilles de Marum. 146
Figure 33 : Cartographie des emplacements des différents zonages. Les zones A et B sont les sites d'accueil potentiels. Les zones 1 à 6 sont les zones de récolte de graines. 149
Figure 34 : Surfaces favorables à l'hélianthème à feuilles de Marum actuelles et prédites selon 2 scénarios futurs 154
Figure 35 : Moyennes du nombre de fruits par plante (à gauche) et du nombre de graines par fruit (à droite), par zones de récolte. 156
Figure 36 : A. Courbes des pourcentages cumulés de la germination selon différentes méthodes de levée de dormance. B. Courbes de survie des plantules. C. Courbes des pourcentages cumulés des émergences de plantules selon différents substrats. D. Courbes des pourcentages cumulés des plantules atteignant la 1ère paire de feuilles selon différents substrats. 157
Figure 37 : Vue du site d'accueil avant préparation du site 164
Figure 38 : Éléments du protocole de translocation. Exclos à gauche, rétenteur d'eau à droite. 165
Figure 39 : Individu d'hélianthème à feuilles de Marum transplanté 166
Figure 40 : Vue d'ensemble des exclos 166
Figure 41 : À gauche, hélianthème ayant fleuri, issu des plantations sur une placette sous exclos. À droite, plantule d'hélianthème issue d'un semis sur une placette sans exclos. 168
Figure 42 : Traces d'herbivorie sur un individu transloqué 169
Figure 43 : Mise en évidence des étapes de translocation étudiées dans le chapitre 5 172
Figure 44 : Site d'étude et localisation en Corse 176
Figure 45 : Serapias neglecta sur la base de Solenzara (avril 2021) 178
Figure 46 : Distribution des familles les plus contactées sur la base aérienne 179
Figure 47 : Proportion des taxons par catégorie de rareté.. 180
Figure 48 : Profondeur moyenne du système racinaire 184
Figure 49 : Photographies des espèces protégées étudiées. À gauche, Serapias neglecta et à droite, Serapias parviflora (avril 2022) 186
Figure 50 : Site à transloquer, en bordure de piste (mai 2020) 187
Figure 51 : Site d'accueil retenu pour la translocation (septembre 2020) 189
Figure 52 : Prélèvement d'une motte à la pelleteuse 190
Figure 53 : Disposition et éléments du site d'accueil - partie 1 192
Figure 54 : Disposition et éléments du site d'accueil - partie 2 192

Figure 55 : Disposition des mottes dans l'espace sur le site d'accueil. 193
Figure 56 : Reprise des sérapias par motte sur la parcelle de translocation en 2022 par rapport à l'année 2021. 194
Figure 57 : Répartition des chapitres de la thèse dans la chronologie d'une translocation 208
Figure 58 : La France à l'outre-mer 210
Figure 59 : Distribution des listes rouges nationales (NRLTS) et sub-nationales (SRLTS) parmi les pays euro-méditerranéens en 2014. Figure issue de Azam et al, 2016. 217
Figure 60 : Schématisation des propositions d'améliorations de la pratique de la translocation réglementaire. Le premier cadre représente la situation actuelle, avec des translocations entreprises dans différents projets, menant rarement à un succès. Dans le deuxième cadre, les projets sont reliés à des pistes d'actions. Enfin, le troisième cadre représente la situation idéale, dans laquelle nos pistes d'actions ont été exploré, et devraient permettre de meilleurs résultats de translocation. 224

Tableau 1 : Risques pour la population transloquée et pour l'écosystème de certaines interactions 46
Tableau 2 : Comparaison des 2 types principaux de translocations végétales 53
Tableau 3 : Profil des répondants à l'enquête 68
Tableau 4 : Répartition des répondants en fonction de leur perception des critères pris en compte dans les protocoles et de leur niveau de connaissance des translocations. 73
Tableau 5 : Résultats des tests de Kruskal-Wallis et de Dunn. Dans les tests de Dunn, 1 correspond au groupe des favorables/satisfaits, 2 aux indécis et 3 aux défavorables.. 74
Tableau 6 : Variables explicatives utilisées dans le modèle de temps de suivi. Tous les effets aléatoires sont des facteurs. 122
Tableau 7 : Résultats du modèle binomial linéaire généralisé à effets mixtes. Réglementaire est l'objectif de référence et diaspore est le type de propagule de référence 126
Tableau 8 : Substrats et nombre de graines testées pour chaque substrat 151
Tableau 9 : Coûts, temps et compétences requises pour les différentes pistes d'amélioration explorées dans cette étude 161
Tableau 10 : Résultats du modèle linéaire mixte 167
Tableau 11 : Résultats du modèle linéaire pour S. neglecta 195
Tableau 12 : Résultats du modèle linéaire pour l'ensemble des espèces de Serapias 195
Tableau 13 : Nombre d'individus sur la zone témoin n°1, le long du grillage au niveau de la zone radar (la plus au nord de la base) 195
Tableau 14 : Densité sur la zone témoin n°2, se trouvant aux abords des pistes 196
Tableau 15 : Nombre d'individus sur la zone témoin n°2, se trouvant aux abords des pistes 196
Tableau 16 : Les questions à se poser pour écrire un protocole de translocation dans un dossier réglementaire 201
Tableau 17 : Pistes d'amélioration des connaissances d'une espèce avant sa translocation. 202

Préface

J'ai débuté cette thèse au mois d'octobre 2019, initialement dans un format CIFRE. Il était convenu entre le laboratoire du CEFE et l'entreprise Ecotonia que je partagerai également mon temps entre les deux lieux. Mon temps en entreprise, à la période printemps/été, serait consacré aux expérimentations de terrain, tandis que le temps en laboratoire servirait à la partie analytique de cette thèse. En janvier 2022, j'ai appris que ma thèse ne se faisait finalement pas dans le cadre CIFRE pour des raisons impliquant l'entreprise et l'ANRT. En conséquence, cette thèse a été financée à 100% par l'entreprise, ce dont je l'en remercie. Cette thèse a été construite avec une approche de recherche-intervention, avec donc une forte insertion dans l'entreprise, et correspondant bien au fait que la moitié de mon temps de thèse s'est déroulé au sein de l'entreprise.

Ces conditions expliquent ainsi la construction de ce document avec une partie d'analyses réalisées en laboratoire et une seconde partie consacrée à des cas concrets d'étude. Elles expliquent aussi mon attachement à confronter les différentes recommandations liées aux translocations végétales aux réalités opérationnelles de terrain. Ces conditions m'ont aussi permis une véritable insertion dans ma future entreprise (voir postface à la fin du document), ainsi qu'une meilleure identification des différents outils (statistiques, modélisation, géomatique, expérimentations en serre et travail de terrain) que je pourrai apporter en entreprise.

Partie 1 : Contexte, théorie, problématique et démarche

1. Contexte et définitions

1.1. Contexte

Dans l'histoire de la Terre, l'Anthropocène est une période géologique marquée par l'influence significative et majeure des activités humaines sur le climat et les écosystèmes (Dirzo *et al.* 2014 ; Otto 2018). Les principales menaces de notre période sur les espèces sont directement en lien avec l'humain : surexploitation, agriculture, développement urbain, pollutions, invasions biologiques (Maxwell *et al.* 2016). Les changements globaux se sont considérablement accélérés ces 50 dernières années, avec d'importantes conséquences très souvent négatives sur les espèces (IPBES 2019). L'anthropisation se poursuit pourtant, souvent autour des villes existantes qui ont alors un étalement urbain sans cesse croissant (pour la France, Clanché et Rascol 2011). L'urbanisation et l'artificialisation des sols sont les conséquences directes de ce développement, par la transformation des espaces naturels en espaces urbanisés ou agricoles. Les zones littorales sont particulièrement touchées par l'urbanisation intensive, car attractives pour leur confort de vie pour les populations humaines (par exemple sur le pourtour méditerranéen français, MedECC, 2020). Le changement d'affectation des sols de zones naturelles en sols urbains ou agricoles cause une diminution et une fragmentation des habitats d'espèces (Doxa *et al.* 2017 ; Ceballos *et al.* 2017 ; Wang *et al.* 2019), et cette tendance devrait tendre à augmenter dans les années futures notamment pour l'extension des zones urbanisées (Millenium Ecosystem Assessment 2005 ; Vimal *et al.* 2012). L'utilisation croissante des sols par les humains implique également une homogénéisation des habitats, par la destruction de certains biotopes peu fréquents avec souvent des enjeux forts.

En région méditerranéenne, les températures ont augmenté de 1.54°C depuis 1890 et il est prévu que cette augmentation continue avec des épisodes de canicule plus intenses (MedECC 2020). En région méditerranéenne, comme ailleurs dans le monde, les changements climatiques ont des conséquences directes sur les espèces, notamment sur leur phénologie et leur démographie, et sur le fonctionnement des écosystèmes (IPBES 2019). Par exemple, en Allemagne, depuis 1960, 70% des 2136 espèces végétales étudiées montrent une régression de leur distribution à l'échelle nationale, ce qui est lié à un ensemble de facteurs dont les changements globaux (Eichenberg *et al.* 2021). Globalement, une forte homogénéisation des communautés d'espèces de différents groupes taxonomiques est observée, avec une perte d'espèces rares et vulnérables, ainsi qu'une perte de relations spécialisées, aux bénéfices de celles plus flexibles, car généralistes et un gain d'espèces non natives, parfois invasives (IPBES 2016, 2018 ; MedECC 2020). Ainsi, en comparant les diversités de la flore entre l'Holocène et l'Anthropocène

au niveau global, Daru et al. (2021) ont montré que les communautés ont tendance à s'homogénéiser, par disparition des espèces rares et par naturalisation d'espèces non natives.

La prise de conscience des changements globaux et l'acceptation de l'idée qu'ils sont d'origine humaine se sont progressivement imposées à la fin du XXème siècle, notamment avec la Convention sur la Diversité Biologique de 1992 et avec les différents rapports du GIEC (Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat). La biologie de la conservation a ainsi émergé comme une science multidisciplinaire s'intéressant entre autres à la disparition des espèces et aux modifications des écosystèmes, face au constat d'une érosion de la biodiversité, dès la fin des années 1970 (Soulé 1985 ; Maris et Devictor 2014). C'est une science de crise avec un fort ancrage dans la pratique opérationnelle de conservation, visant à l'action, mais qui a également pour objectif d'augmenter les connaissances en écologie théorique, en alimentant directement la recherche. Elle s'appuie sur de nombreuses disciplines issues de l'écologie comme la dynamique des populations, la génétique des populations, l'écologie des communautés, l'écologie fonctionnelle, mais aussi d'autres disciplines des Sciences Humaines et Sociales (SHS) comme la géographie, l'étude de la perception de l'environnement, l'aide à la décision environnementale et l'écologie politique. C'est aussi à la croisée de l'écologie et des SHS qu'ont émergé certaines disciplines comme la biogéographie et la gouvernance de la biodiversité. La conservation s'applique à différents niveaux : écosystèmes, communautés, espèces, populations. La conservation *in situ* consiste à conserver la biodiversité directement dans les milieux naturels, et la conservation *ex situ* la conserve en dehors des milieux naturels (banque de graines, zoo, etc.). Les techniques *in situ* et *ex situ* sont très complémentaires.

De son côté, l'écologie de la restauration est un champ disciplinaire encore plus récent, pouvant être considérée comme faisant partie de la biologie de la conservation (Young 2000). L'écologie de la restauration consiste généralement à redynamiser le fonctionnement écologique d'un écosystème tout en s'assurant de la survie des populations. L'écologie de la restauration étudie souvent les communautés et les écosystèmes, mais peut également inclure la conservation d'espèces menacées (Volis 2016). De plus, le génie écologique est une pratique utilisée en écologie de la restauration, et regroupe les différentes techniques utilisées pour mettre en œuvre cette restauration écologique (Corlett 2016 ; Gallet *et al.* 2017). La restauration écologique vise à retrouver un bon état de conservation des espèces, des habitats, des **services écosystémiques** et des **fonctions écologiques**.

La translocation est une technique d'ingénierie écologique dont les résultats sont de plus en plus publiés (Seddon et Armstrong 2019 ; Langridge *et al.* 2021). Elle consiste globalement à déplacer des organismes vivants vers un site d'accueil souvent dans un objectif conservatoire. Les translocations se pratiquent avec les espèces animales et végétales (Seddon 2010), mais nous nous intéressons ici uniquement aux translocations végétales. Dans ce contexte de déclin de la biodiversité, la translocation végétale doit constituer une solution efficace pour la conservation et la restauration, mais elle ne doit

pas constituer un problème supplémentaire pour la conservation de l'espèce. Il ne s'agit pas d'une technique nouvelle, car les humains ont d'abord déplacé des végétaux de manière accidentelle, puis à des fins alimentaires, et enfin pour des raisons ornementales et esthétiques (Mack et Lonsdale 2001). Mais c'est depuis moins de 100 ans que les translocations sont aussi réalisées avec un objectif de conservation (Seddon *et al.* 2014). Dans le cas des translocations que nous étudions ici et du fait de leur cadre réglementaire, les espèces transloquées sont sauvages, et bien souvent rares, endémiques, protégées ou menacées. La perturbation due à la translocation pour une plante adulte est un choc biologique important qui peut induire une forte mortalité. Les translocations concernent souvent des espèces végétales endémiques, qui se différencient des espèces plus répandues notamment par leur habitat, souvent peu fréquent (habitat rocheux, avec une forte pente ou avec une végétation très ouverte) ou à distribution restreinte (Lavergne *et al.* 2004), ce qui rajoute à la difficulté de la translocation puisque ces plantes sont adaptées localement.

1.2. Définitions

L'UICN définit la translocation comme étant le mouvement dirigé par l'Homme d'organismes vivants d'un lieu donné vers un autre (IUCN/SSC 2013). Cette définition est très générique, et nous prendrons dans la suite de ce manuscrit une définition plus complète et plus appliquée à la translocation végétale : il s'agit d'un transfert de plantes ou de matériel végétal régénératif provenant d'une collection *ex situ* ou d'une population naturelle, dans une nouvelle localisation (appelé site d'accueil), le plus souvent en milieu naturel (Commander *et al.* 2018).

Les translocations sont de plusieurs types selon l'emplacement du site d'accueil et la répartition géographique des populations dans le passé et actuellement (Figure 1). Nous nous basons sur plusieurs articles donnant des définitions aux différents termes autour de la translocation (Seddon 2010 ; IUCN/SSC 2013 ; Hällfors *et al.* 2014 ; Corlett 2016). Ces termes s'appliquent aussi bien aux translocations végétales qu'animales.

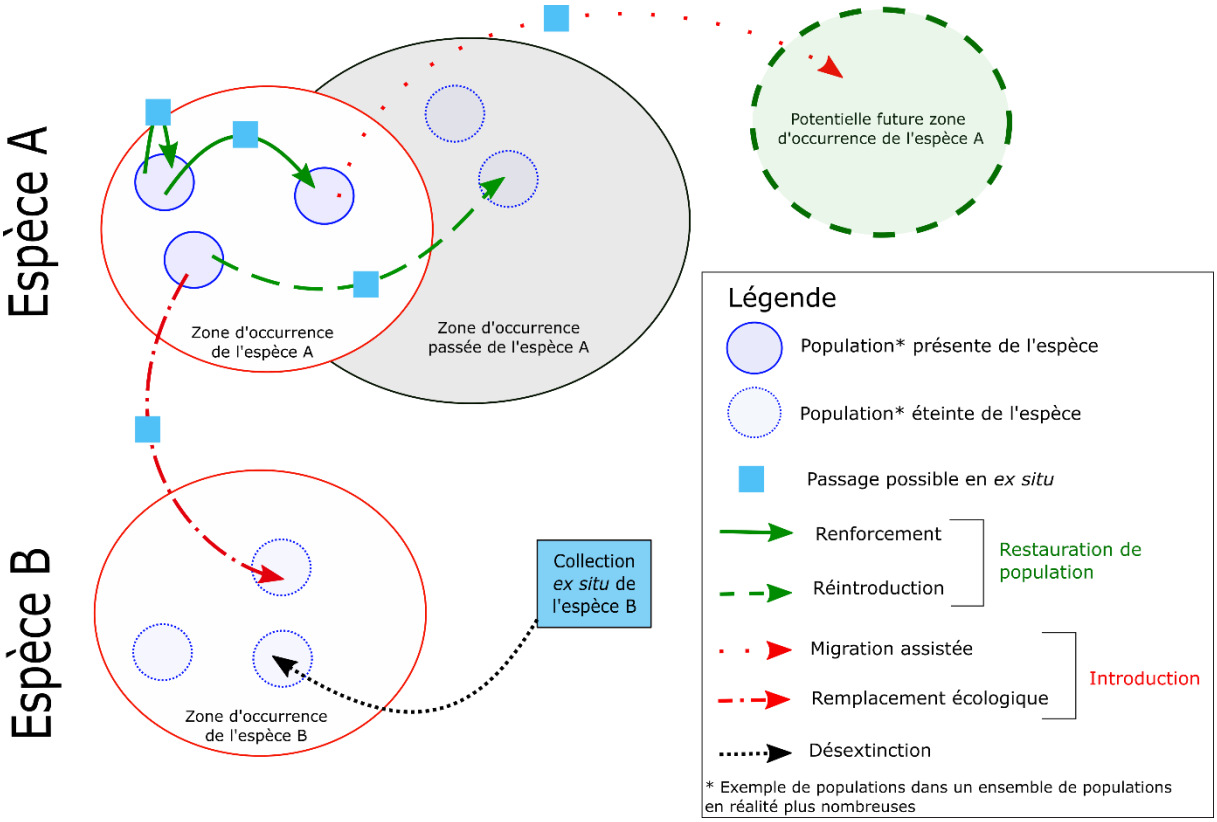


*Figure 1 : Schéma bilan des types de translocations existants selon les définitions de l'UICN. L'espèce B a complètement disparu de sa **zone d'occurrence**. La zone d'occurrence potentielle future de l'espèce A possède des conditions favorables à cette espèce.*

Le renforcement de population est le fait de prélever du matériel végétal d'une population et de le transloquer dans une population déjà existante. Il peut s'agir d'une population différente ou de la même population. Le renforcement, c'est-à-dire la diminution de la probabilité d'extinction, peut être engendré simplement par l'augmentation du nombre d'individus (sauvetage démographique, Hufbauer et al., 2015). Un renforcement peut également permettre un sauvetage génétique, en augmentant la variabilité génétique d'une population (Madsen *et al.* 2004). En Allemagne, *Pulsatilla vernalis* est présente dans quelques petites populations seulement (Betz *et al.* 2013). Ces populations ont bénéficié d'un renforcement, en transloquant des individus obtenus *ex situ* à partir de graines collectées dans ces mêmes populations. En s'affranchissant de la forte mortalité lors des premiers stades de vie, ce renforcement a permis à ces populations d'obtenir des effectifs plus importants, ce qui a été considéré dans cet exemple comme un succès par les auteurs.

La réintroduction permet de restaurer une population disparue. L'enjeu ici est de déterminer puis de supprimer (ou de fortement réduire) les causes de disparition de la population sur le site afin de favoriser la survie des individus et l'augmentation des effectifs de la population réintroduite. Par exemple, en République tchèque, *Potamogeton coloratus*, une espèce aquatique rare, a bénéficié d'une opération de réintroduction (Kaplan *et al.* 2014). Sa disparition sur les sites de réintroduction a été attribuée à un

changement d'habitat, ne correspondant plus à l'espèce. La restauration de l'habitat a donc été nécessaire avant translocation, par l'enlèvement de terre pour reformer un point d'eau avec suffisamment de profondeur. La population est en augmentation depuis sa translocation.

La migration assistée ou colonisation assistée, consiste à déplacer des individus en dehors de la zone d'occurrence de l'espèce, dans un site d'accueil qui devrait être favorable à l'espèce dans le futur. Ce type de translocation est notamment mentionné en réponse aux changements climatiques, mais reste peu fréquent (Butt *et al.* 2021 ; Diallo *et al.* 2021). Certaines espèces n'ont pas la capacité de s'adapter aux changements climatiques (Duputié *et al.* 2015), ce type de translocation peut alors être une solution à envisager. Tojibaev et al. (2019) ont réalisé une migration assistée de *Otostegia bucharica*, une espèce très localisée en Ouzbékistan. La modélisation des surfaces favorables actuelles et dans les conditions futures a permis de trouver un site d'accueil où la population transloquée devrait trouver dans le futur des conditions climatiques correspondant à celles que l'espèce a expérimentées dans le passé dans ses populations d'origine.

Le remplacement écologique est une pratique rare. Il s'agit de remplacer une espèce éteinte dans un écosystème donné par une autre espèce ayant une fonction écologique proche. Mitchell et al. (2021) ont étudié les différences de fonctions écologiques entre différentes espèces d'arbres. Cette étude permet par exemple d'envisager un remplacement écologique d'une espèce sensible à un parasite par une autre espèce ayant la même fonction au sein d'un écosystème, mais qui ne soit pas sensible à ce parasite. Ce type de translocation a donc plutôt pour objectif de conserver les fonctions d'un écosystème. L'exemple le plus connu de remplacement écologique est celui des tortues *Cylindraspis* des îles Mascareignes : une espèce endémique d'une île a disparu, celle-ci a été remplacée par une espèce proche, endémique d'une autre île et ayant la même fonction écologique (Griffiths *et al.* 2010).

Ces quatre types de translocation peuvent être groupés d'une part en restauration de population (renforcement et réintroduction), quand l'objectif est de remettre en état une population qui se porte mal ou qui a disparu, et d'autre part en introduction (remplacement écologique et colonisation assistée), où une ou plusieurs populations d'espèces sont créées dans une zone où l'espèce n'a jamais été présente.

La désextinction est un autre type de translocation, peu utilisée dans le domaine végétal. Selon le site d'accueil choisi pour la population créée, il peut s'agir d'une réintroduction ou d'une introduction. Il s'agit de rétablir une espèce disparue, dont un exemple de désextinction est donné par Adamski et al. (2020). L'arbre *Cyanea superba* subsp. *superba*, endémique de l'île d'Oahu, dans les îles Hawaï, a disparu du milieu naturel en 2002. Grâce aux collections *ex situ*, une nouvelle population a pu être implantée. Mais cette population fait face à de nombreuses menaces (compétition avec les espèces invasives, prédation des fruits et des graines, destruction de pieds par des cochons sauvages, faible diversité génétique, disparition du pollinisateur principal) ; il est donc difficile de conclure à un succès

de l'opération, d'autant plus que la population introduite fait l'objet d'une importante gestion pour lutter contre ces menaces.

Enfin, le ré-ensauvagement ou rewilding consiste au retour à l'état sauvage d'un écosystème autrefois géré par l'Homme (García-Ruiz *et al.* 2020). Cette pratique est liée aux translocations car des populations peuvent être (ré)introduites dans cet écosystème afin de retrouver certaines fonctions.

Pour toutes ces pratiques, il est possible de passer par une phase *ex situ*, qui consiste à stocker, multiplier ou cultiver le matériel végétal récolté avant de le transloquer sur le nouveau site d'accueil.

1.3.Les objectifs d'une translocation

Plusieurs objectifs peuvent mener à réaliser une translocation. L'un des objectifs qui nous intéresse est la viabilité de la population implantée. L'UICN évoque les translocations conservatoires, c'est-à-dire de translocations qui ont pour objectif d'améliorer le statut de conservation de l'espèce ou de la population, ou de restaurer des fonctions ou processus au niveau de l'écosystème (IUCN/SSC 2013). Par ailleurs, de nombreuses translocations sont entreprises dans un cadre réglementaire, lorsque des populations sont menacées de destruction (complète ou partielle) par un projet d'aménagement du territoire. Dans la littérature scientifique, ces translocations sont appelées translocations réglementaires (*mitigation translocation*). Certaines de ces translocations réglementaires ont bien des objectifs conservatoires, et peuvent donc être considérées, à ce titre, comme des translocations de conservation. Mais ce n'est pas le cas de toutes : si quelques individus sont transloqués dans une population plus grande et que cet apport ne lui procure aucun gain en termes de viabilité (pas d'apport de nouveaux **allèles**, nombre d'individus insignifiant par rapport à la population déjà présente, capacité biotique déjà atteinte), alors il ne s'agit pas d'une translocation de conservation telle que définie par l'UICN. Mais d'autres translocations réglementaires permettent d'avoir un réel gain en termes de conservation, et peuvent dans ces cas-là être considérées comme des translocations conservatoires. Pour éviter toute ambiguïté, nous parlerons dans ce manuscrit des deux catégories suivantes : volontaires et réglementaires (voir Figure 2).

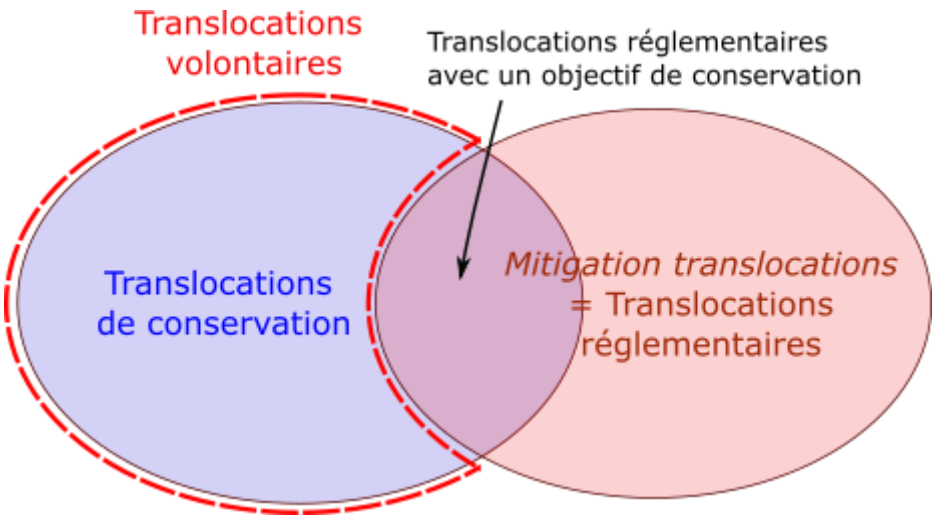


Figure 2 : Vocabulaire utilisé pour définir les translocations

Les translocations dites volontaires ont pour objectif d'améliorer le statut de conservation d'une population, d'une espèce ou d'un écosystème. Ces translocations sont entreprises volontairement par des acteurs privés ou publics. De nombreux exemples sont disponibles dans la littérature, comme par exemple les travaux sur la centaurée de la Clape (*Centaurea corymbosa*), une espèce endémique française à très faible répartition (Colas *et al.* 1997, 2008 ; Kirchner *et al.* 2006). Il peut également s'agir de la restauration d'écosystèmes, où une communauté végétale multispécifique peut être transloquée : l'objectif n'est alors pas de restaurer une population d'une espèce en particulier, mais plutôt un cortège d'espèces avec les fonctionnalités associées (exemple d'une création de landes à Éricacées, Lemoine, 2016).

Les translocations dites réglementaires sont entreprises dans le cadre de la séquence ERC (voir paragraphe 2.2.). Appliquée en réponse à un projet d'aménagement du territoire, la translocation est proposée pour limiter au maximum les impacts sur une population d'espèce protégée (Bradley *et al.* 2020). Les résultats de ce type de translocation sont moins souvent publiés (Silcock *et al.* 2019). Les translocations réglementaires sont de plus en plus utilisées et semblent permettre de rendre un projet d'aménagement plus acceptable (Fahselt 2007 ; Germano *et al.* 2015 ; Bradley *et al.* 2020). Des exemples existent dans la littérature, comme la translocation d'une population de *Narcissus cavanillesii* au Portugal en réponse à la construction d'un barrage menaçant de détruire cette population (Draper *et al.* 2016).

Encadré 1 : Cas particulier de translocations réglementaires : les espèces non protégées



Figure 3 : Chenille de Diane sur sa plante hôte (mai 2020)

L'Aristoloche à feuilles rondes (*Aristolochia rotunda* L.) est une espèce non protégée, régulièrement présente dans les études environnementales des projets d'aménagements. Cette espèce a pour particularité d'être la plante hôte d'un Lépidoptère, la Diane (*Zerynthia polyxena* Denis & Schiffermüller), qui a un statut de protection à l'échelle nationale. La Diane est très souvent présente dans les études d'impacts (Iorio *et al.* 2022). L'Aristoloche est donc régulièrement proposée à la translocation dans les dossiers réglementaires, non pas en faveur de la plante, mais plutôt en faveur du papillon protégé dont elle est la plante-hôte.

Il y a d'autres objectifs qui mènent à réaliser une translocation, comme notamment des expériences de translocations réciproques, où des individus de populations vivants dans des conditions différentes sont transloqués dans l'autre population afin de déterminer s'il existe une adaptation locale (voir par exemple les expériences de translocations réciproques sur plusieurs espèces alpines dans Grassein et al., 2014). Il faut également citer les translocations en réponse à des conflits humains-nature. Ce type de translocation est courant pour les animaux : il s'agit de déplacer une population qui cause une nuisance sur une activité humaine ou des populations humaines. Par exemple, en Australie, les serpents sont mal perçus, car venimeux ; ils sont donc souvent transloqués lorsqu'ils sont trouvés en zone anthropisée, ce qui est controversé, car les retours d'expérience montrent souvent que les populations déplacées ne persistent pas (Cornelis *et al.* 2021).

Dans ce manuscrit, nous nous intéressons plus spécifiquement aux translocations végétales, réglementaires et volontaires, qui concernent une ou plusieurs populations d'espèces.

1.4.Comparaison des translocations animales et végétales

Les translocations animales sont plus étudiées que les translocations végétales, avec de nombreux articles publiés (Brichieri-Colombi et Moehrenschlager 2016 ; Bubac *et al.* 2019 ; Berger-Tal *et al.* 2020). Ces études peuvent donner des informations pertinentes sur la préparation, la pratique et le suivi des translocations végétales, mais sur certains points, les translocations animales et végétales sont très

différentes. Voici quelques points importants qui différencient animaux et végétaux du point de vue des translocations :

- La détection : il est souvent utile de connaître la taille d'une population, notamment lors de la phase de suivi, mais aussi avant le projet, notamment dans le cas des translocations réglementaires, afin de déterminer la taille de la population impactée. Il existe des méthodologies pour estimer des tailles de populations animales à partir des individus que l'on voit, variant selon les espèces. Par exemple, la technique de CMR (Capture-Marquage-Recapture) est utilisée sur la Tortue d'Hermann. Il s'agit d'identifier chaque individu capturé, et au fil de différentes captures, la taille de population peut être estimée selon le nombre d'individus recapturés (Celse *et al.* 2014). Chez les végétaux, la détection est souvent plus simple puisque les individus adultes sont immobiles pour la plupart des espèces (Lavery *et al.* 2021), en particulier pour le suivi où il est possible de localiser précisément les individus. La difficulté réside principalement sur la reconnaissance de l'espèce et le passage à la bonne période de l'année. Cependant, il existe des espèces présentant de fortes variations interannuelles de présence, d'autres à floraison en éclipse (floraison tous les 3 à 5 ans avec des floraisons partiellement souterraines comme chez l'orchidée *Epipogium aphyllum* en protection nationale) ainsi que des espèces faiblement détectables dans leur environnement (petites et discrètes plantes vertes dans un environnement vert et plus haut, comme l'orchidée *Hammarbya paludosa* aussi en protection nationale) (Vogt-Schilb *et al.* 2013, 2016). À noter également que plusieurs plantes (notamment les géophytes) disparaissent complètement une partie de l'année : elles ne sont donc détectables et identifiables qu'en dehors de cette période.
- La destruction d'individus du fait de leur immobilité : lors d'un projet d'aménagement, un habitat d'espèce peut être détruit. Pour les animaux, il sera possible de rendre défavorable un site pour empêcher la présence de l'espèce, ce qui permettra d'éviter une destruction directe d'individus (par exemple, dispositif anti-retour sur une fissure d'un arbre pour empêcher les chiroptères d'y retourner). Du fait de leur enracinement à un endroit donné, ce n'est pas possible pour les végétaux, les possibilités pour limiter la destruction sont donc réduites (mis à part un balisage rigoureux tenant compte de la position de tous les individus). En d'autres termes, si l'impact sur ces plantes n'est pas évité ou réduit, elles seront forcément détruites si elles ne sont pas volontairement déplacées, ce qui explique le recours à leur translocation.
- Le biais taxonomique : parmi les animaux, ce sont principalement les mammifères et les oiseaux qui font l'objet de translocations (Seddon *et al.* 2014). La recherche sur les autres taxons est plus sporadique, alors même que les arthropodes représentent pourtant une large part de la richesse spécifique. Les techniques entre taxons sont très différentes. Chez les végétaux, il semble également que certaines familles soient plus souvent transloquées (Langridge et al., 2021

; voir chapitre 2 de ce manuscrit). Mais les techniques entre les familles restent similaires, celles-ci reposant plutôt sur les traits d'histoire de vie des espèces que sur la taxonomie.

- L'adhésion du public au projet de translocation est un facteur moins crucial quand il s'agit de plantes que d'animaux, pour lesquels une forte opposition peut localement émerger (Reading *et al.* 1997 ; Klein et Arts 2022). Lors de la translocation de végétaux, dans la communication auprès du public, il sera plutôt question de sensibilisation pour éviter la dégradation de la population créée, ou d'inclusion d'un acteur pour la gestion de la population (Abeli *et al.* 2022).

Cette liste de différences est non exhaustive, mais les translocations animales et végétales ont également des points communs, c'est pourquoi la littérature scientifique très fournie sur les translocations animales permet également d'améliorer la pratique pour les végétaux.

2. La législation française autour de la translocation

2.1. Dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées

La législation française interdit la destruction, mais aussi le déplacement d'individus d'espèces protégées. Une liste nationale d'espèces végétales protégées indique les espèces pour lesquelles cette interdiction s'applique (Arrêté du 20 janvier 1982, modifié par l'arrêté du 31 août 1995). À celle-ci s'ajoutent des listes régionales et parfois départementales, listant des espèces ayant des enjeux au niveau local, expliquant ces statuts de protection. Il existe des exceptions à ces protections : il faut pour cela effectuer une demande de dérogation pour pouvoir porter un risque de destruction et par exemple déplacer une population d'espèce protégée, ou même pour collecter et utiliser tout matériel végétal provenant d'une espèce végétale. Dans le cas d'une translocation réglementaire, la procédure est plus complexe. La demande de dérogation porte sur tout le projet d'aménagement et sur l'ensemble des espèces protégées impactées par le projet.

Pour demander une dérogation à la destruction/déplacement d'espèce(s) protégée(s) dans le cadre d'un projet d'aménagement, il faut pouvoir justifier 1) les raisons impératives d'intérêt public majeur du projet, 2) le choix de l'alternative la moins impactante pour l'environnement parmi différentes autres alternatives, 3) la non-atteinte au statut de conservation de chacune des espèces impactées par le projet. Chacune de ces trois conditions d'octroi de cette dérogation doit être remplie pour justifier de la mise en place de la séquence ERC. Pour chaque projet d'aménagement impactant au moins une espèce protégée, il est donc légalement nécessaire d'adopter la séquence ERC pour toutes les espèces protégées impactées par l'ensemble du projet.

2.2. La séquence Éviter Réduire Compenser en France

La séquence ERC est un dispositif légal du code de l'environnement (article L. 110-1[1]), afin d'atténuer et de compenser les impacts de l'aménagement du territoire sur les espèces protégées (Regnery 2017). En effet, lors d'un projet d'aménagement dépassant une certaine surface, ou ayant une nature particulière, il est nécessaire d'appliquer cette séquence. La base légale de la notion de séquence ERC trouve ses racines dans la loi du 10 juillet 1976 (très incomplète et peu mise en pratique) ; elle a été renforcée 40 ans plus tard par les lois du 8 août 2016 puis du 22 août 2021. Cette révision de 2016, dite loi de reconquête de la biodiversité, est assortie de deux objectifs généraux : « Ce principe d'action doit viser un objectif d'absence de perte nette de biodiversité, voire tendre vers un gain de biodiversité ; […] il doit aussi viser un objectif de zéro artificialisation nette ».

Pour appliquer la séquence ERC, il est nécessaire de déterminer les impacts bruts puis résiduels (après évitement et réduction des impacts) sur les espèces protégées. Un bureau d'études est alors sélectionné puis missionné par le maître d'ouvrage afin de réaliser une étude d'impact environnemental. Cette étude d'impact comprend des inventaires des taxons afin de déterminer la présence d'espèces protégées, des habitats d'intérêt ou des fonctions écologiques sur le secteur concerné par le projet. Puis les impacts bruts sont qualifiés et quantifiés pour chaque population d'espèce protégée, pour chaque habitat naturel et chaque fonction écologique d'intérêt. Ces impacts sont ensuite passés au crible de 3 étapes (Figure 4) :

Étape 1 : l'évitement : autant que possible, les impacts devront être évités. L'évitement peut être 1) issu de la concertation avec la population locale et/ou les usagers (faire ou non le projet), 2) spatial en décidant de ne pas construire sur certaines zones (faire ailleurs ou moins), 3) technique afin de garantir la diminution ou la suppression de certains impacts (faire autrement), et/ou 4) temporel par l'adaptation de la période et des horaires de travaux (faire en différé) (Cerema 2018). Pour certains observateurs, cette étape est trop peu mobilisée, car souvent contradictoire avec l'ambition initiale du projet, et elle devrait être mieux envisagée pour atténuer l'impact d'un projet et ainsi limiter le recours aux mesures des étapes suivantes (Clare *et al.* 2011 ; Bigard *et al.* 2017 ; FNE 2018). La difficulté à quantifier les impacts évités est aussi une limite, ce qui rend cette étape plus difficile à appréhender (Bull *et al.* 2022).

Étape 2 : la réduction : les impacts qui n'ont pas pu être évités devront être réduits en visant à diminuer autant que possible la durée, l'intensité et/ou l'étendue des impacts d'un projet sur l'environnement naturel en mobilisant les meilleures techniques disponibles. De nombreuses mesures permettent de

[1] « le principe d'action préventive et de correction, par priorité à la source, des atteintes à l'environnement, en utilisant les meilleures techniques disponibles à un coût économiquement acceptable. Ce principe implique d'éviter les atteintes à la biodiversité et aux services qu'elle fournit ; à défaut, d'en réduire la portée ; enfin, en dernier lieu, de compenser les atteintes qui n'ont pu être évitées ni réduites, en tenant compte des espèces, des habitats naturels et des fonctions écologiques affectées » article L. 110-1 du Code l'environnement

réduire l'impact sur une population ; elles peuvent être 1) temporelles (calendrier des travaux, réduction de la durée des travaux, etc.), 2) spatiales (choix des emprises spatiales, balisages des espèces/secteurs à enjeux, réduction surfacique des impacts, etc.) et 3) techniques (surveillance des pollutions, protection des accès au chantier, réduction ou absence d'éclairage nocturne, pas d'usage de produits phytosanitaires, gestion des espèces exotiques envahissantes, etc.). Cette étape est bien souvent la plus riche dans les études d'impact, ces mesures étant généralement moins coûteuses pour l'aménageur et plus faciles à mettre en place (Bigard *et al.* 2017).

Étape 3 : la compensation : s'il reste des impacts à l'issue de l'évitement et de la réduction, ceux-ci sont qualifiés d'impacts résiduels. À ces derniers s'ajoutent les impacts cumulés (impacts d'autres projets situés dans un rayon de 20 km sur des espèces, des habitats et des fonctions écologiques en commun) et les impacts indirects sur la biodiversité. Il est aussi conseillé de distinguer les impacts en phase de travaux et ceux en phase d'exploitation de l'aménagement, ce qui permet de différencier respectivement des impacts temporaires et des impacts permanents. La séquence ERC repose sur un principe fondamental en droit de l'environnement, qui est le principe d'absence de perte nette de biodiversité, voire de gain de biodiversité (Regnery 2017 ; Huglo *et al.* 2021). Ainsi, pour compenser la perte de biodiversité due aux impacts résiduels, il faut proposer des mesures permettant un gain de biodiversité qui n'aurait pas pu être atteint sans cette mesure (principe d'additionnalité écologique) afin de parvenir à une absence de perte nette de biodiversité (Levrel *et al.* 2018). La compensation repose sur d'autres principes comme la proportionnalité entre impacts résiduels et gains issus de la compensation[2], l'équivalence écologique entre éléments de biodiversité impactés et ceux compensés, la proximité géographique entre site impacté et site(s) de compensation, la faisabilité, l'efficacité et la pérennité de la compensation. Elle oblige ainsi souvent à l'acquisition de parcelles de compensation, où ces mesures seront mises en œuvre. Une obligation de résultats pour les pétitionnaires est attendue à l'issue des mesures de compensation (article L. 163-1 du code de l'environnement).

En plus de ces 3 étapes, des mesures d'accompagnement sont souvent proposées afin d'améliorer l'efficience ou de donner des garanties supplémentaires de succès environnemental aux mesures compensatoires. Ces mesures complémentaires peuvent être expérimentales et il n'est donc pas certain que ces mesures apportent un gain de biodiversité. Elles ne sont donc pas directement incluses dans la séquence ERC et viennent en accompagnement de celle-ci. Les mesures d'accompagnement ont été définies dans la doctrine de la séquence ERC (MEDDE 2012), mais n'ont pas de caractère obligatoire. Elles sont donc proposées en tant que complément, pour renforcer la séquence ERC (Huglo *et al.* 2021). Lors de l'étape de compensation, un site est souvent acquis et des mesures de compensation et

[2] Un coefficient de compensation est attribué en fonction du milieu ou de l'espèce impactée. Par exemple, il est nécessaire de compenser à 200% la destruction d'une zone humide car il s'agit d'un milieu difficile à restaurer et avec des fonctions écologiques primordiales.

d'accompagnement sont mises en place pour apporter un gain de biodiversité sur ce site ; la translocation peut être l'une de ces mesures (Weissgerber *et al.* 2019). Enfin, des mesures de suivi permettent de vérifier que les mesures de réduction et de compensation proposées sont vraiment efficaces et assurent une pérennité à la biodiversité impactée. Les suivis doivent être réalisés selon un calendrier déterminé par les services instructeurs pour chaque projet (Huglo *et al.* 2021), mais la législation n'indique pas comment les suivis doivent s'effectuer ni sur quelle période. Ainsi, la séquence ERC est plutôt une séquence ERCAS (Eviter Réduire Compenser Accompagner Suivre), en incluant les mesures d'accompagnement et celles de suivis, sachant que ces deux dernières ne sont pas obligatoires et systématiques selon le code de l'environnement.

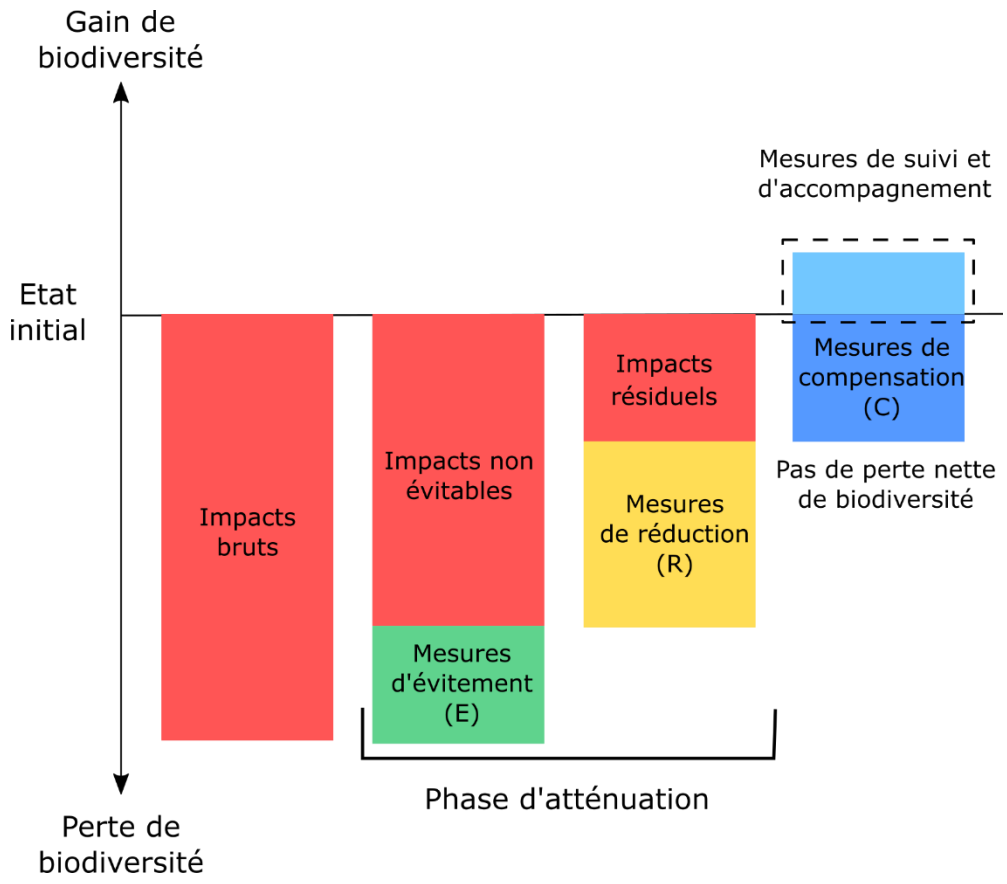


Figure 4 : La séquence ERC (Éviter-Réduire-Compenser). La translocation peut être proposée en tant que mesure de réduction ou mesure d'accompagnement (Figure adaptée du Cerema, 2018).

Au vu du nombre d'erreurs de classification des mesures dans les études d'impact environnemental (EIE), le Cerema (Centre d'Études et d'Expertise sur les Risques, l'Environnement, la Mobilité et l'Aménagement, établissement public sous la tutelle du Ministère de la transition écologique) a établi un « guide d'aide à la définition des mesures ERC » à destination des différents acteurs associés à l'application de la séquence ERC (Cerema 2018).

La séquence ERC rencontre des critiques, notamment sur l'étape de compensation et sa réelle efficacité. En effet, la compensation peut être vue comme une possibilité pour les aménageurs de payer pour détruire, et reste incertaine quant à l'atteinte de l'objectif de zéro perte nette de biodiversité (Weissgerber *et al.* 2019). Levrel et al. (2018) proposent une critique très complète des dérives de la compensation, dues à un cadrage flou et un manque de moyens du côté de l'État. De plus, l'étape d'évitement est peu mise en pratique, ce qui entraîne une plus grosse utilisation de la réduction et de la compensation (Clare *et al.* 2011 ; Bigard *et al.* 2017 ; FNE 2018 ; Phalan *et al.* 2018). Cependant, cette séquence ERC constitue un cadrage permettant d'atténuer fortement l'impact environnemental des différents aménagements du territoire. Elle agit comme une « épée de Damoclès » et oblige les pétitionnaires (maître d'ouvrage et bureaux d'études) à proposer des projets d'aménagement moins impactants qu'en l'absence de toute réglementation comme dans certains pays (encadré 2).

Encadré 2 : La législation dans les autres pays

Le concept de NNL (*No Net Loss* = absence de perte nette de biodiversité) vient des États-Unis. En 1969, dans le *National Environmental Policy Act*, les États-Unis créent l'*environmental impact assessment*, l'équivalent de l'étude d'impact environnemental en France.

Le principe de NNL est souvent associé à la séquence ERC (*mitigation hierarchy* en anglais), mais cette séquence ne correspond pas toujours à la même procédure dans tous les pays (Bull *et al.* 2016). Elle est souvent composée de 4 étapes : évitement, minimisation, restauration et compensation. En France, l'étape de restauration est comprise dans la compensation. Les politiques de compensation sont développées (ou en cours de développement) dans une centaine de pays dans le monde, mais il existe une procédure légale de compensation de la biodiversité en tant que prérequis dans un projet d'aménagement pour seulement 37 pays (GIBOP 2018). Il est regrettable qu'une telle séquence n'existe que dans si peu de pays, ce qui occasionne ailleurs des impacts forts sur l'environnement.

À l'échelle de l'Union européenne, la séquence ERC a été développée plus tôt qu'en France dans plusieurs directives (85/337/CEE, 2001/42/CE et 2011/92/UE) qui soumettent les projets d'aménagements à l'évaluation environnementale, où la séquence ERC s'applique.

Le fonctionnement de la séquence ERC et du NNL est assez similaire dans d'autres pays non européens. Par exemple, en Australie, malgré plusieurs niveaux de législation dus à une organisation en plusieurs états et territoires, il existe un texte principal concernant la protection des espèces : le *Environmental Protection and Biodiversity Conservation Act* (1999). Un permis peut être délivré pour autoriser à détruire ou endommager un individu d'une espèce protégée (Doyle *et al.* 2022).

Au Québec, la séquence ERC est appelée séquence d'atténuation. La législation québécoise repose sur la loi sur la qualité de l'environnement (L.R.Q., c. Q-2) qui ne traite pas directement des espèces protégées. La translocation végétale est considérée comme une mesure de minimisation de l'impact, et peut donc permettre d'éviter d'avoir à compenser (Couillard 2007).

La séquence ERC est bien sûr perfectible et elle doit être régulièrement optimisée face aux constats scientifiques et empiriques de points à améliorer. C'est l'objectif de cette thèse d'y contribuer sur le thème de la translocation végétale.

2.3. Place de la translocation végétale dans la séquence ERC

Avant la révision du code de l'environnement de 2016, la translocation était considérée comme une mesure de réduction ; mais depuis cette révision, il s'agit principalement d'une mesure d'accompagnement réalisée à titre expérimental, notamment car les retours d'expérience sont encore trop rares pour s'assurer de la réussite de l'opération. Dans son guide d'aide à la définition des mesures ERC, le Cerema (2018) indique clairement que « compte tenu du risque d'échec important, la translocation végétale est considérée comme de l'accompagnement » (cf. A5.b - action expérimentale de renforcement de population ou de transplantation d'individus / translocation manuelle ou mécanique) (voir encadré 3). Cette mesure implique un transfert de plantes protégées du site d'impact vers un site d'accueil situé en dehors de l'emprise du projet. Elle implique la présentation de la méthode employée pour sélectionner le site d'accueil et la réalisation d'un suivi dont les résultats doivent être communiqués aux services instructeurs.

Cependant, le Cerema (2018) indique aussi qu'il existe deux cas où la translocation végétale est considérée comme une mesure de réduction (cf. R2.1n - Récupération et transfert d'une partie du milieu naturel et R2.1o - Prélèvement ou sauvetage avant destruction de spécimens d'espèces – Espèce(s) à préciser) (voir encadré 3). Ces deux mesures impliquent que la translocation doit être réalisée au sein de la zone d'emprise du projet.

Ce changement de type de mesure et ces deux exceptions ne favorisent pas une clarification évidente pour tous les acteurs de la position de la translocation végétale, et beaucoup d'erreurs de classification des mesures sont encore constatées dans les dossiers examinés au CNPN (B. Schatz, comm pers.). Au-delà de ce besoin de clarification, il est évident qu'il persiste un besoin d'améliorer l'efficacité écologique de cette mesure et un besoin de centraliser les retours d'expérience liés à cette mesure.

Encadré 3 : Position de la translocation dans la séquence ERC suite à la révision du code de l'environnement de 2016

La translocation végétale peut entrer dans le cadre de 3 mesures dans le guide d'aide à la définition des mesures ERC (Cerema 2018). Les 2 premières sont des mesures de réduction et la dernière est une mesure d'accompagnement.

R2.1o - Prélèvement ou sauvetage avant destruction de spécimens d'espèces – Espèce(s) à préciser

E	R	C	A	R2.1 : Réduction technique en phase travaux

Thématique environnementale	Milieux naturels	Paysage	Air / Bruit

Descriptif plus complet

La sous-catégorie concerne les actions de prélèvement ou de sauvetage avant destruction de spécimens d'espèces végétales ou animales. Les spécimens prélevés sont replantés / relâchés à proximité du site endommagé.
Exemples :
- pêches préventives avant assèchement de cours d'eau,
- pièges passifs et transport des spécimens sur le lieu de relâche,
- mise en incubation d'œufs trouvés,
- capture et mise en captivité d'individus surpris en phase d'hibernation avant relâcher,
- récupération de bulbes et régalage à proximité.

R2.1n - Récupération et transfert d'une partie du milieu naturel

.../...

Conditions de mise en œuvre / limites / points de vigilance

Cette sous-catégorie ne concerne généralement pas le transfert d'espèces animales et végétales à l'extérieur de la zone d'emprise des travaux qui compte tenu du risque d'échec important est considéré comme de l'accompagnement (cf. A5.b - action expérimentale de renforcement de population ou de transplantation d'individus / translocation manuelle ou mécanique). De même les actions présentant un risque d'échec important doivent également être renseignées en accompagnement.
Les actions qui peuvent être classées dans cette sous-catégorie doivent faire l'objet d'une démonstration de la fiabilité du transfert envisagé (techniques éprouvées et maintes fois répétées, retours d'expériences) en considérant le milieu récepteur. Voir aussi la sous-catégorie R2.1q - dispositif d'aide à la recolonisation du milieu.

A5.b - Action expérimentale de renforcement de population ou de transplantation d'individus / translocation manuelle ou mécanique

E	R	C	A	A5 : Actions expérimentales

Thématique environnementale	Milieux naturels	Paysage	Air / Bruit

.../...

Descriptif plus complet

Compte-tenu du risque d'échec important, le transfert d'espèces animales et/ou végétales à l'extérieur de la zone d'emprise des travaux est considéré comme de l'accompagnement. L'action peut venir en complément d'une autre mesure C1 à C3.
Divers techniques peuvent être utilisées :
- prélèvement de graine et semis sur une parcelle favorable,
- déplacement de spécimens d'espèces végétales (espèces pérennes),
- renforcement de populations par relâcher (ex : alevinage, réintroduction d'espèces), etc.

3. Le réseau d'acteurs

3.1. Les acteurs impliqués dans le déroulé de la séquence ERC et dans les translocations végétales réglementaires

Les translocations réglementaires sont incluses dans les dossiers d'autorisation environnementale lors d'une demande pour un projet d'aménagement du territoire. Cependant, les démarches liées à une translocation végétale impliquent tout un réseau d'acteurs (Figure 5, modifiée de Diallo, 2022).

Les acteurs à l'origine d'un projet, appelés maîtres d'ouvrage, peuvent être des entreprises privées (par exemple, création d'une carrière par une entreprise) ou bien des acteurs du secteur public (par exemple, création d'une zone d'activités par une communauté de communes). Pour obtenir les autorisations environnementales nécessaires à son projet, le maître d'ouvrage se tourne généralement vers un bureau d'études environnementales, qui a pour rôle de réaliser le volet naturel de l'étude d'impact (VNEI) du projet en proposant des mesures de la séquence ERC pour atténuer et compenser les impacts du projet ; et, si besoin, de réaliser la demande de dérogation pour la destruction d'espèces protégées. Dans le cas particulier des translocations végétales, il est courant de demander un avis sur le protocole et même parfois d'établir une collaboration pour réaliser une translocation avec un Conservatoire Botanique National (CBN) (celui dont le territoire d'action est concerné par le projet), ou plus rarement avec des laboratoires de recherche ou des associations environnementales. Le bureau d'étude impliqué dans la rédaction de la demande de dérogation peut aussi réaliser le suivi post-translocation, mais il est aussi possible de demander à d'autres acteurs, comme le Conservatoire des Espaces Naturels (CEN). Si la translocation a lieu sur un site de compensation, le maître d'ouvrage doit obtenir une maîtrise foncière sur un terrain favorable à l'espèce et l'acheter ou le louer[3].

Ces dossiers sont ensuite instruits par la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL), ou parfois par la Direction Départementale des Territoires et de la Mer (DDT(M)) selon l'organisation régionale. L'organisme représente le service instructeur, car il étudie le dossier et demande souvent des améliorations avant le passage devant les services évaluateurs. La DREAL peut faire appel à l'Office Français de la Biodiversité (OFB) et/ou à la Mission Régionale de l'Autorité Environnementale (MRAE) pour une aide à la rédaction de certains avis. Quand le dossier est jugé suffisamment bon par les services instructeurs, c'est au tour des services évaluateurs. C'est le Conseil National de la Protection de la Nature (CNPN) ou le Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel (CSRPN) qui évalue le dossier, en fonction des espèces impactées par le projet dans le dossier de demande de dérogation ; ils donnent un avis technique et scientifique sur le contenu du

[3] Par un bail emphytéotique par exemple. Ce type de bail est réalisé sur une très longue durée (18 à 99 ans) et le maître d'ouvrage a la possibilité d'apporter des modifications à la parcelle.

dossier. Le choix entre CSRPN ou CNPN est déterminé par le service instructeur selon l'ampleur du projet, mais aussi et surtout, depuis récemment, à partir des listes d'espèces impliquant un recours systématique au CNPN (espèces à fort enjeu de conservation à l'échelle nationale) (Arrêté paru au journal officiel le 06 janvier 2020). C'est un avis consultatif (qui peut être favorable, favorable avec recommandations ou défavorable), que la DREAL (ou autre service instructeur) peut décider de suivre ou non. Dans le cas d'un avis favorable, la DREAL rédige un arrêté préfectoral, et c'est le préfet qui décide ou non d'autoriser le projet d'aménagement, en y ajoutant ou non des recommandations des services évaluateurs. Cependant, cette décision préfectorale reste attaquable par un recours du tribunal administratif. Dans le cas d'un avis défavorable, l'aménageur peut améliorer son dossier en tenant compte du motif du refus du dossier et le soumettre à nouveau au service instructeur.

Dans le cas d'un projet accepté, le maître d'ouvrage met alors en place les mesures qui ont été proposées dans le dossier réglementaire et validées dans l'arrêté préfectoral. Le maître d'œuvre peut être le bureau d'études qui a réalisé l'étude d'impact ou une autre entreprise ou organisme. Dans le cas de grosses entreprises, elles peuvent être à la fois maître d'ouvrage et maître d'œuvre. Il est prévu par la loi que les projets ayant reçu une autorisation environnementale peuvent être contrôlés, afin de s'assurer du respect des engagements pris. Cette mission de contrôle est du ressort de la DREAL et l'OFB.

Dans ce déroulé de la séquence ERC, la translocation végétale est généralement une mesure d'accompagnement (ou de réduction, voir avant). Le bureau d'étude peut établir seul le protocole de translocation ; certains chercheurs spécialisés sont parfois sollicités dans la mise au point de cette opération. Le bureau d'étude sous-traite souvent l'opération de translocation en elle-même (dans le cas de translocations de mottes de terre autour des plantes protégées) à des entreprises spécialisées de terrassement. Si la translocation est réalisée dans un site de compensation, le suivi de la translocation peut faire partie du plan de gestion de la compensation. Une fois la translocation réalisée, la structure en charge du suivi des populations transloquées (le bureau d'étude qui a réalisé l'opération ou une autre structure pérenne (CEN, CBN…)) transmet les données issues des suivis au maître d'ouvrage, qui a la charge de la transmission officielle des suivis au service instructeur (DREAL ou DDT(M)). Cette étape de transmission des suivis pendant les 20 ou 30 ans de suivis pose question lorsque le maître d'ouvrage n'a pas de pérennité aussi longue (structure éphémère pour un chantier, dépôt de bilan ou changement d'organisation).

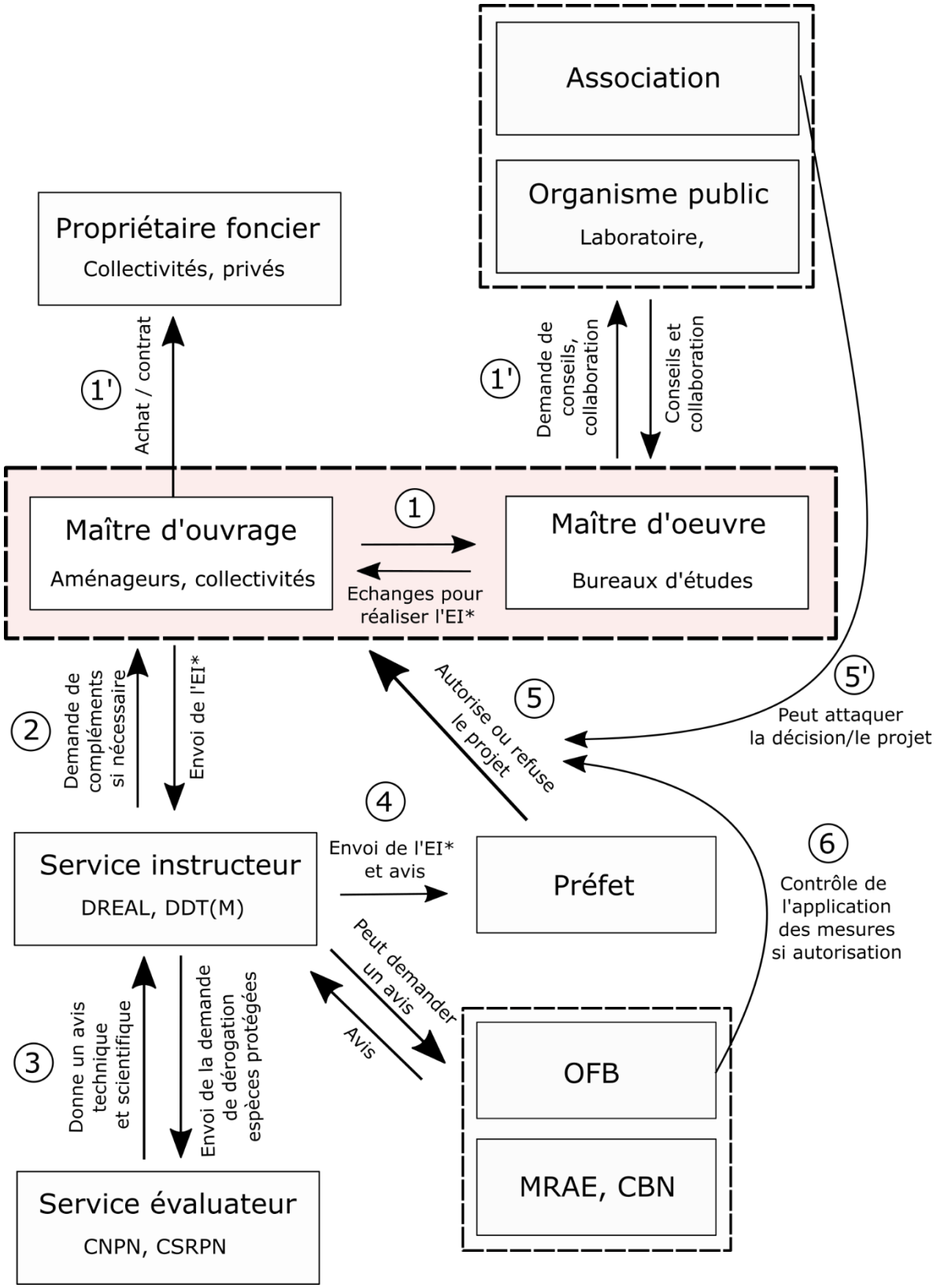


Figure 5 : Liens entre les acteurs impliqués dans les translocations réglementaires (Étude d'Impact). Les numéros correspondent à l'ordre dans lequel se déroule les différentes étapes entre les acteurs.*

3.2. Les acteurs impliqués dans les translocations volontaires

De nombreux acteurs peuvent être à l'origine d'une translocation volontaire : CBN, chercheurs, gestionnaires d'espaces naturels et associations sont les plus courants. Contrairement aux translocations réglementaires, le schéma d'acteurs est beaucoup plus variable. Si l'espèce étudiée est protégée, quel que soit l'acteur à l'origine du projet de translocation, il sera nécessaire de passer par les autorités environnementales comme pour les translocations réglementaires. Le dossier à constituer est plus simple que dans une translocation réglementaire, sans recours à la séquence ERC et à l'étude des impacts. Le maître d'ouvrage, le maître d'œuvre et les services experts pourront être constitués par le même organisme.

Des réseaux d'acteurs de la restauration écologique existent et sont actifs concernant les translocations volontaires, même si souvent avec des objectifs de conservation au niveau de l'écosystème. Le Réseau d'Échanges et de Valorisation en Écologie de la Restauration (REVER) est par exemple un réseau français qui met en contact les différents acteurs de la restauration écologique et favorise les échanges d'expériences et le partage de connaissances (Gallet *et al.* 2017). À l'échelle internationale, le réseau SER (Society for Ecological Restoration) permet également le dialogue et les échanges entre acteurs. De plus, il existe des programmes de translocations à grande échelle, comme le projet Care Mediflora, qui développe une stratégie de conservation à l'échelle du bassin méditerranéen et définit des espèces à conserver en priorité (Fenu *et al.* 2020).

3.3. Adhésion des acteurs à la pratique de la translocation

Les travaux de thèse de Maurice (2013) s'intéressent à plusieurs cas de (ré)introductions, pour lesquels plusieurs entretiens des acteurs impliqués ont été réalisés. Les acteurs interrogés expriment notamment leur point de vue sur le projet de translocation : certains critiquent l'opération en question, et d'autres y semblent beaucoup plus favorable (Maurice *et al.* 2013). Dans l'ensemble, les acteurs de la conservation considèrent que c'est une action à appliquer uniquement en dernier recours, alors que pour les chercheurs, la translocation est plutôt vue comme un outil de recherche, utilisée notamment en dynamique ou génétique des populations. Certains gestionnaires expriment même le sentiment que la translocation est utilisée suite à leur échec dans leur mission de conservation. Dans la thèse de Maurice (2013), il s'agissait uniquement de translocations volontaires, donc aucun entretien de personnels de bureaux d'études et d'entreprises d'aménagements n'a eu lieu.

La question de la perception des translocations par les acteurs de la translocation reste encore peu étudiée à l'échelle nationale, européenne ou internationale. Nous constaterons au paragraphe 6 de l'introduction qu'il y a pourtant de nombreuses préoccupations éthiques autour de cette pratique, et de forts clivages de positionnement dans un contexte de conservation.

4. Méthodes et succès

4.1. Déroulement d'une translocation

La translocation est une technique qui est préconisée en dernier recours : en effet, il s'agit d'une pratique risquée et les échecs restent encore nombreux et dépendants de différents facteurs biologiques, mais aussi techniques et logistiques, voire économiques. Avant d'entreprendre une translocation, il faut donc se demander s'il existe d'autres alternatives moins risquées (IUCN/SSC 2013). Il est par exemple parfois plus efficace de mener une action de gestion en faveur de populations de l'espèce cible afin d'augmenter leurs effectifs, surtout quand la translocation est connue comme étant risquée sur la base de retours d'expérience. La difficulté d'accéder aux retours d'expériences de translocations passées pour une espèce fausse souvent ce choix entre translocation ou action de gestion ciblée ; il s'agit là d'une piste forte d'amélioration dans le succès des translocations (Dalrymple *et al.* 2012 ; Liu *et al.* 2015 ; Fenu *et al.* 2019, 2020 ; Silcock *et al.* 2019).

Une translocation peut se décomposer en plusieurs phases, nous en distinguons ici quatre principales. Nous nous basons sur les différents guides de bonnes pratiques pour définir ces étapes et leur contenu (IUCN/SSC 2013 ; Maschinski et Albrecht 2017 ; Commander *et al.* 2018).

- Étape 1 : Planification de la translocation

Lors de cette première étape, l'acteur ayant décidé de réaliser une translocation doit faire le bilan des moyens techniques, humains et financiers dont il dispose pour réaliser cette opération. C'est une étape de réflexion et de préparation, tout aussi importante que les autres étapes puisqu'elle permet de déterminer la méthode la plus adaptée pour réaliser la translocation, et d'anticiper les problèmes éventuels, en tenant compte des contraintes dues aux moyens à disposition. Cette étape est l'occasion de chercher des retours d'expérience sur les translocations ayant déjà eu lieu sur l'espèce étudiée, mais aussi d'éventuels partenaires. Pour les translocations volontaires, la levée de fonds pour réaliser la translocation est déterminante pour la suite des opérations et doit être prévue en amont (Berger-Tal *et al.* 2020).

Il est également important de se renseigner sur la biologie et l'écologie de l'espèce à transloquer. En effet, ses traits d'histoire de vie peuvent être déterminants pour le choix du protocole. Prenons l'exemple d'*Astragalus tragacantha*, qui est entomogame. En France, sur plusieurs populations, une étude des **guildes** de pollinisateurs de cette espèce a été effectuée, ainsi que du lien avec son succès reproducteur (Schurr *et al.* 2019). L'abondance des pollinisateurs est un caractère déterminant pour le succès reproducteur chez cette espèce, cela sera donc à prendre en compte en cas de création d'une nouvelle population.

Le matériel végétal utilisé sera également important pour la suite de cette opération. Lors de la planification, il est donc nécessaire de déterminer quels sont les types de matériel végétal disponible (par exemple : graines, terre incluant la banque de graines, bulbes ou système racinaire, plantes entières avec sa motte de terre). Il est clair que déplacer des graines, de la terre, des mottes de terre avec la plante entière (parfois un arbuste ou plus rarement un arbre) entraîne des logistiques assez différentes. Le nombre d'individus à déplacer dimensionne directement l'importance de cette logistique à mettre en place. Parfois, lorsqu'il s'agit de déplacer directement des individus d'un site d'origine à un site d'accueil sans passer par une phase *ex situ*, et que la densité des individus à transloquer est forte, il peut être plus efficace logistiquement de déplacer des plaques de terre contenant plusieurs individus.

Une fois le protocole de translocation établi, une autre phase cruciale dans la réussite de l'opération correspond à la sélection du site d'accueil. Dans le cas des translocations réglementaires, le site d'accueil doit présenter des conditions écologiques les plus proches possibles avec le site impacté, ce qui conduit souvent à sélectionner un site d'accueil géographiquement proche du site impacté pour limiter les différences climatiques. Cette similarité doit concerner les conditions abiotiques (pente, exposition, altitude, nature du sol), mais aussi la végétation, la présence de pollinisateurs et de champignons symbiotiques. Une flore compagne très similaire constitue souvent un bon indicateur de la similarité écologique (Dunwiddie et Martin 2016 ; Draper *et al.* 2019). Le choix d'un microsite adapté à l'espèce permet d'augmenter la survie, mais aussi le recrutement (Reiter et Menz 2022), il est donc primordial de bien choisir le site d'accueil, mais aussi l'emplacement exact au sein du site. La question de savoir si l'espèce doit déjà être présente sur le site d'accueil reste dépendante de la biologie de l'espèce considérée. Les avantages de présence préexistante de l'espèce sont l'assurance de conditions abiotiques, d'une nature de sol et d'habitat naturel favorable, ainsi que de la présence de pollinisateurs et de champignons symbiotiques. Augmenter l'effectif d'une population peut aussi permettre par exemple d'augmenter son attractivité envers les pollinisateurs et donc son succès reproducteur et son maintien à long terme. Les inconvénients correspondent surtout au risque de transloquer des individus dans une population trop divergente génétiquement, ce qui peut engendrer des problèmes (éventuellement temporaires) de dépression hybride (Price et Waser, 1979) ou de diminution de l'adaptation locale au site d'accueil (voir paragraphe 5.4.). Dans le cas de collections *ex situ*, il est important de pouvoir tracer le matériel végétal surtout pour ces aspects génétiques.

- <u>Étape 2 (facultative)</u> : Passage *ex situ*

La translocation ne se fait pas forcément en une fois. Des graines, de même que des bulbes, des tubercules, des fragments végétaux (pour faire des boutures) peuvent être collectés puis stockés pendant plusieurs mois ou plusieurs années. Il y a donc parfois une étape *ex situ*, qui peut consister en une phase de stockage uniquement, ou à une culture ou une multiplication de la population à partir de graines ou de plants. Cette phase *ex situ* peut avoir différents objectifs : stocker, sur place ou en zone contrôlée, en

attendant une saison plus propice à l'implantation, obtenir un stade plus avancé pour optimiser les chances de survie, obtenir un nombre plus important d'individus à réimplanter, ou encore réaliser des expérimentations pour améliorer les chances de réussite de la translocation. La période *ex situ* peut permettre d'attendre l'acquisition ou la restauration de sites d'accueil favorables à l'espèce. Les banques de graines *ex situ* sont utilisées également préventivement, pour disposer de matériel végétal pour une réintroduction ou une éventuelle création de population au cas où des populations naturelles venaient à disparaître.

L'étape *ex situ* n'est pas forcément utile, et dépend de l'espèce et du projet. Ce choix peut se faire en fonction de la biologie de la plante : il y a peu d'intérêt à mettre en germination sous serre une plante qui germe très facilement ou une espèce annuelle. En revanche, pour des espèces peu connues, une mise en germination permettra de mieux appréhender les différents aspects de la biologie de l'espèce (Godefroid *et al.* 2016). Le protocole peut aussi dépendre de conditions de travail particulières. Par exemple, dans le cas de la translocation conservatoire de *Centaurea corymbosa*, il a été choisi de réaliser des semis, car il s'agit d'un milieu de falaise, avec très peu de substrat, ne permettant pas de planter directement des individus adultes (Colas *et al.* 1997, 2008).

- Étape 3 : Translocation

Il existe différents protocoles, qui découleront notamment du type de matériel végétal choisi : déplacement de terre contenant une banque de graines, semis, plantation, déplacement de plaques ou de mottes de terre. Le principe général est de réaliser la translocation pendant une période de moindre activité du système racinaire (généralement en automne jusqu'au début de l'hiver). Avant la translocation, le site d'accueil doit être préparé en décompactant la terre dans le cas d'un semis de graines puis en recouvrant de terre pour éviter la prédation par les espèces granivores, ou en réalisant les trous qui devront accueillir les mottes ou les plaques de terre contenant les individus à déplacer. Ensuite, les individus sont prélevés puis déplacés rapidement sur le site d'accueil ; il est important de réduire au maximum ce temps de déplacement pour réduire le dessèchement et/ou l'émiettement de ces mottes ou plaques de terre.

L'étude préalable de l'espèce et du site d'accueil doit permettre de connaître les menaces potentielles, et d'inclure des moyens de lutte contre ces menaces dans le protocole de translocation. Par exemple, les individus d'une espèce sensible à l'herbivorie pourront être protégés par une cage constituée d'un grillage rigide ou non selon les herbivores locaux (voir Fenu et al., 2016).

- Étape 4 : Suivi post-translocation

Après translocation, un suivi est mis en place afin de déterminer dans quelle mesure la translocation est un succès. Afin d'établir le succès, il est nécessaire de mettre en place un suivi sur plusieurs années.

Pour cela, une fréquence de suivi est proposée par le maître d'œuvre, avec des indicateurs de suivi (suivi des individus présents, ceux en fleurs, surface de la population, etc.). Le temps, la fréquence et les indicateurs sont liés à l'espèce transloquée, et seront donc différents selon le temps de génération par exemple.

Pour ce suivi post-translocation, le suivi de populations voisines de la même espèce, mais non impactées est souvent recommandé, car il peut se révéler déterminant dans la prise en compte des variations interannuelles d'abondance de l'espèce pour l'interprétation du suivi. Ces variations peuvent s'expliquer par la biologie de l'espèce, mais aussi par des variations climatiques ou une perturbation écologique locale. Ainsi, une population transloquée avec un effectif plus faible ou nul après translocation n'aura pas la même interprétation si les populations témoins connaissent des effectifs plus faibles ou plus forts durant les années suivant la translocation.

Les étapes 1, 2 et 4 sont les plus chronophages et les plus coûteuses pour les CBN (Diallo 2022), mais probablement aussi pour les autres acteurs.

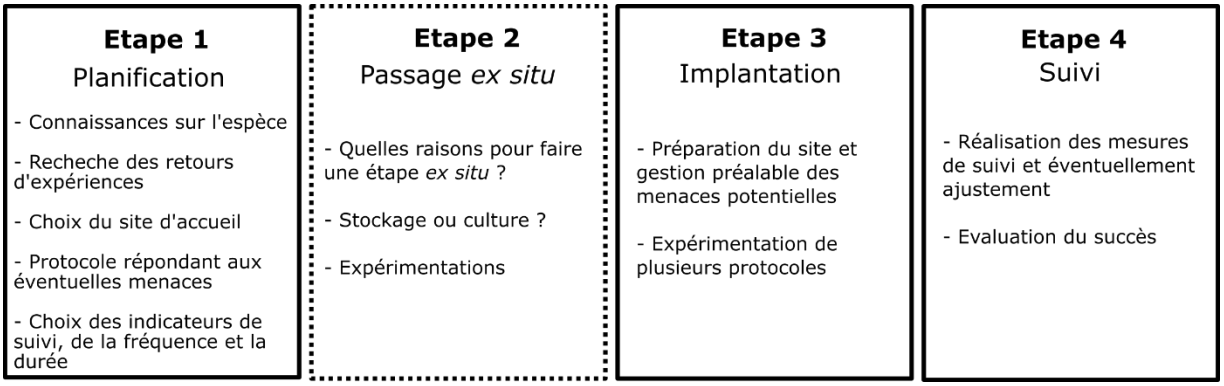


Figure 6 : Récapitulatif des grandes étapes de translocation avec les points clefs de chaque étape

4.2. Mesure du succès

À l'issue d'une translocation, il faut pouvoir déterminer si l'opération est un succès ou non. Le succès est communément défini par l'établissement d'une population viable (Monks *et al.* 2012 ; Chauvenet *et al.* 2013 ; Commander *et al.* 2018) : en pratique, il est difficile de déterminer si une population répond effectivement à ces critères, car la viabilité d'une population s'estime avec des jeux de données démographiques sur de nombreux individus et de nombreuses années (Brigham et Schwartz 2003). Il est donc nécessaire d'utiliser des indicateurs mesurables. Malgré de nombreux articles sur le sujet, il n'y a pas de consensus sur une procédure permettant de mesurer un succès (Robert *et al.* 2015). Mesurer un échec, c'est-à-dire l'extinction d'une population, semble plus simple, bien qu'en pratique, il faut pouvoir déterminer au bout de combien d'années sans observation de matériel aérien il est possible de considérer que la population est éteinte (pour les plantes géophytes, ou celles qui peuvent persister dans la banque

de graines du sol). Par ailleurs, la littérature scientifique sur ce thème se caractérise par un biais sur le recensement des translocations qui ont mené à un échec : celles-ci sont moins souvent publiées que celles considérées comme réussies (Godefroid *et al.* 2011 ; Abeli et Dixon 2016). Pourtant, nous avons beaucoup à apprendre des échecs, et notamment des causes d'échec, afin d'éviter de refaire les mêmes erreurs (Berger-Tal *et al.* 2020).

Il faut aussi noter que dans le cas d'une translocation réglementaire, la viabilité de la population transloquée ne suffit pas pour qu'elle corresponde à une réussite. En effet, la séquence ERC a un objectif d'absence de perte nette de biodiversité ; il faut donc que la population transloquée retrouve un effectif au moins égal à celui de la population impactée d'après la doctrine de la commission ECB (Espèces et Communautés Biologiques) du CNPN (B. Schatz, comm. pers.). Il est donc crucial de réduire la mortalité due à la translocation elle-même (destruction ou blessure accidentelle des racines, assèchement des mottes avec les plants) afin d'optimiser les possibilités de retour rapide à l'effectif initial de la population transloquée.

Deux paramètres sont à prendre en compte pour déterminer un succès à court/moyen terme : le temps de suivi et les indicateurs suivis.

Concernant le temps minimum de suivi, une enquête australienne a demandé l'avis de praticiens, afin de déterminer quel est le temps nécessaire de suivi (Hancock *et al.* 2014). Les enquêtés ont répondu différemment en fonction du protocole de translocation et de la biologie de la plante. Il en ressort qu'un minimum de 5 ans est une durée consensus, mais que le suivi peut durer plus de 10 ans selon les conditions de la translocation. Un suivi à long terme est en tout cas souvent recommandé puisqu'il permet de justifier à long terme de la réussite ou non de la translocation (Drayton et Primack 2012 ; Jusaitis 2012 ; Robiansyah et Dodo 2022). Dans le cadre des translocations réglementaires, les recommandations classiques pour le suivi des espèces annuelles sont les années N+1, +2, +3, +4, +5 puis tous les 5 ans jusqu'à 15 ou 20 ans ; pour le suivi des espèces à cycle plus long, ce sont les années N+1, +2, +3, +4, +5, +7, +10 puis tous les 5 ans jusqu'à 20 ou 30 ans (B. Schatz, comm. pers.).

Une population transloquée avec succès connaît en théorie trois phases (Figure 7) : une phase d'établissement, une phase de croissance et une phase de régulation (Sarrazin 2007 ; Robert *et al.* 2015 ; Seddon et Armstrong 2019). Attendre la phase de régulation pour déterminer un risque d'extinction, via une analyse de viabilité, serait une bonne mesure du succès (Seddon 2015). Cependant ce scénario est issu du modèle animal, peu d'informations sont disponibles pour établir une telle courbe pour des espèces végétales, dont certaines ont des cycles de vie très longs. Des mesures de succès à court et moyen termes sont donc utiles pour pouvoir évaluer une opération de translocation, avoir des retours d'expérience sur lesquels se baser pour réaliser de nouvelles opérations, et donner des recommandations

en termes de gestion d'une population. Le temps de suivi minimum dépend donc fortement de l'espèce considérée, mais aussi de sa dynamique une fois transloquée.

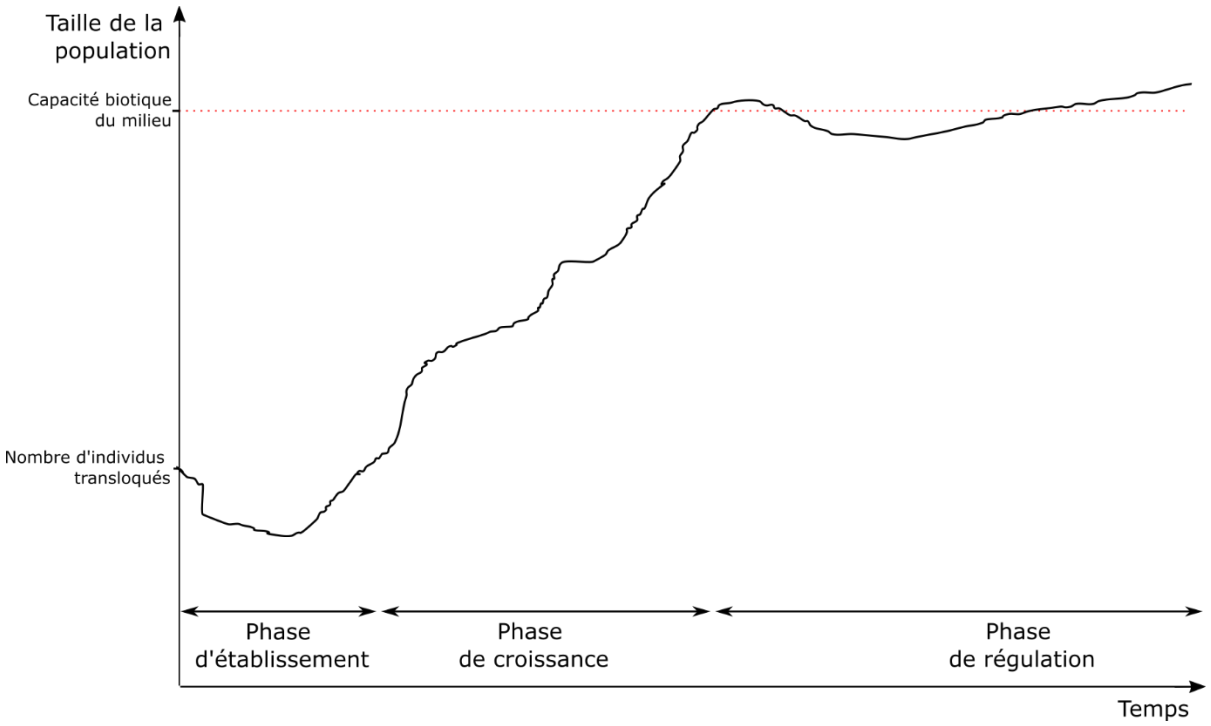


Figure 7 : Courbe de croissance attendue d'une population transloquée. Le suivi devrait s'arrêter une fois la capacité biotique atteinte, permettant d'estimer la viabilité de la population. Figure inspirée de Sarrazin (2007) et Seddon & Armstrong (2019).

Certains auteurs proposent des indicateurs de suivi qui sont à mon avis difficiles à appliquer en pratique (voir chapitre 3). Par exemple, la méthode de Pavlik fixe 4 objectifs à une translocation : abondance, extension, résilience, persistance (Pavlik, 1999 cité dans Monks et al., 2012 ; Draper et al., 2019). Nous ne parlerons ici que d'indicateurs pouvant être mis en pratique avec une mesure quantifiable sur le terrain. Les indicateurs de suivi couramment utilisés sont les suivants :

- Survie des individus transloqués (Godefroid *et al.* 2011 ; Drayton et Primack 2012 ; Dillon *et al.* 2018).
- Reproduction des individus transloqués et/ou de la population : floraison et fructification, donc le nombre d'individus en fleurs et/ou en fruits (Menges 2008 ; Drayton et Primack 2012).
- Croissance des individus transloqués : mesure de différents paramètres, comme la taille des individus (Dillon *et al.* 2018).
- Taille de population en nombre d'individus ou en surface (Bottin *et al.* 2007 ; Reiter et Menz 2022).
- Comparaison d'un indicateur de la population transloquée et d'une population témoin : cette méthode consiste à suivre un des indicateurs cités plus haut, et de comparer l'évolution de cet

indicateur entre la population transloquée et une présente à proximité, dans des conditions similaires (Dillon *et al.* 2018).

Tous ces indicateurs ne permettent pas de déterminer avec certitude si la translocation est un succès. Ce sont des **proxys**, à partir desquels il est possible de voir l'évolution post-translocation, et lorsqu'il y a suffisamment d'indicateurs, il est possible de réaliser des analyses et des projections comme des analyses de viabilité (Monks *et al.* 2012 ; Bialic-Murphy *et al.* 2022). Mais en translocation végétale, les analyses de viabilité sont rares, et les indicateurs sont donc utilisés en regardant l'évolution de ces indicateurs au cours du temps. Ainsi, la taille de population semble être un bon indicateur du succès, Robert et al. (2015) ayant montré une corrélation entre la taille de population et la viabilité d'une population à long terme.

En pratique, la solution émergeant de cette revue des indicateurs de suivis est de fixer des objectifs avant translocation en fonction de la biologie de l'espèce. Ces objectifs explicites permettront de mesurer le succès sur le court et le moyen terme et de mieux cibler le suivi (Chauvenet *et al.* 2013). Ainsi, les objectifs doivent être adaptés à l'espèce transloquée.

4.3. Optimisation de la translocation

De nombreux paramètres ont été étudiés afin d'optimiser les chances de succès. Même si la méthode d'évaluation du succès n'est pas identique dans les différentes études, ce sont des pistes à considérer. De plus, ces paramètres importants pour le succès sont souvent déterminés à partir d'études de cas. Les traits d'histoire de vie sont très variables entre espèces végétales, ce sont donc des paramètres qu'il faut considérer lors de la conception d'un protocole, mais ceux-ci ne seront pas toujours pertinents. Nous présentons ces différents paramètres classés dans les 4 étapes définies précédemment, en se basant sur une analyse bibliographique.

- Étape 1 : Planification de la translocation

La connaissance de la biologie et de l'écologie est un paramètre permettant d'améliorer le succès : en effet, cela permet de connaître les éventuels problèmes qui pourraient être rencontrés. Par exemple, lors de la translocation de *Dianthus morisianus,* de précédentes études ont permis de déterminer le stade le plus adéquat pour réaliser une translocation, ce qui a conduit à de très bons taux de survie des individus transloqués (Cogoni *et al.* 2013).

Le mauvais choix du site d'accueil est très souvent l'explication principale d'un échec. En effet, les individus déplacés étant adaptés localement (Grassein *et al.* 2014), il est recommandé de choisir des conditions environnementales très proches. Même dans un site identique, l'emplacement exact est à choisir avec précaution : une différence d'exposition au vent ou au soleil par exemple, peut jouer sur la

réussite de la translocation (Noël *et al.* 2011 ; Dunwiddie et Martin 2016 ; Draper *et al.* 2019). La nature du sol, pouvant varier fortement entre 2 sites d'accueil proches, est également un facteur à prendre en compte (Bontrager *et al.* 2014).

- Étape 2 : Passage *ex situ*

Cette phase de pré-translocation peut être déterminante pour la réussite de la translocation, notamment par l'accumulation de connaissances nouvelles sur l'espèce (Godefroid *et al.* 2016 ; Brancaleoni *et al.* 2018), mais aussi, car la mise en germination permet d'obtenir des plantes, qui ont une chance de survie plus importante que les graines après translocation (Menges 2008 ; Maschinski et Haskins 2012 ; Rascle *et al.* 2018). Pogorzelec et al. (2022) ont pu augmenter la survie des individus de *Salix lapponum* transloqués grâce à l'optimisation de la période d'acclimatation entre la phase *ex situ* et la réintroduction, par le suivi de différents paramètres biométriques et physiologiques.

- Étape 3 : Translocation

Plusieurs études portent sur la mise en place de barrières pour protéger des herbivores. Il semble que ce soit un facteur permettant d'augmenter le taux de survie des individus transloqués dans la plupart des cas (Fenu *et al.* 2016 ; Dillon *et al.* 2018 ; Albrecht et Long 2019). Enfin, mettre en place un protocole expérimental permet de tester différentes conditions, afin de déterminer le protocole idéal pour l'espèce en question (Doyle *et al.* 2021). Mais ce dernier point suppose de transloquer des effectifs importants afin de garantir une puissance statistique suffisante, et donc d'exposer ces individus à des conditions potentiellement défavorables. Cela reste un choix difficile dans le cas d'espèces protégées ou menacées.

- Étape 4 : Suivi post-translocation

La gestion post-translocation dans le cas où la compétition végétale est forte, et plus généralement l'anticipation des risques liés au site d'accueil permet d'éviter que la population nouvellement installée soit perturbée dès les premiers mois après son implantation, période de stress pour les individus (Draper *et al.* 2016 ; Rascle *et al.* 2018). La question de l'arrosage après translocation a également été étudiée et semble permettre une meilleure reprise des individus transloqués (Dillon *et al.* 2018). Cela dépend évidemment des espèces étudiées et du climat du site d'accueil.

Il est difficile de faire des généralités sur les critères optimisant le succès. Néanmoins, une bonne préparation en amont et une bonne anticipation des risques semblent être des facteurs communs aux translocations menant à un succès. Il est clair que l'accès libre à une base de données conséquente rassemblant des retours d'expérience de translocation serait idéal pour le choix de l'ultime recours à une translocation et pour une optimisation des conditions de translocation selon la biologie des espèces considérées.

5. Contraintes et risques biologiques sur les populations et les écosystèmes liés à la translocation

Lorsque la plante est transloquée au stade plantule ou adulte, la translocation est une perturbation importante dans son développement et son cycle de vie. Elle doit s'acclimater à un nouveau milieu, et notamment à son micro-environnement. Dans la situation sans intervention de l'Homme, une plante dissémine ses graines, et de nombreuses graines ne parviennent pas à germer, car elles sont arrivées dans un micro-environnement aux conditions non favorables à leur développement (ou qu'elles n'étaient pas viables). Lors d'une translocation, il faut pouvoir déterminer l'endroit favorable directement afin de perdre le moins possible de matériel végétal. Le cas de *Brachypodium retusum* dans la plaine de la Crau illustre ce problème : les différentes populations sont très adaptées localement, pour réaliser une restauration il faut donc bien choisir la population source afin que site source et site d'accueil soient de nature très proche, pour assurer une meilleure réussite (Vidaller *et al.* 2021).

Le cycle de vie d'une plante peut se décomposer en 3 grandes étapes : graine, individu végétatif ou en dormance, individu reproducteur (Figure 8). Chaque étape est associée à une probabilité de rester à la même étape ou de passer à la suivante (ou à la précédente) ; à chaque transition entre stades, la plante a une probabilité de survie, qui peut être affectée après une translocation.

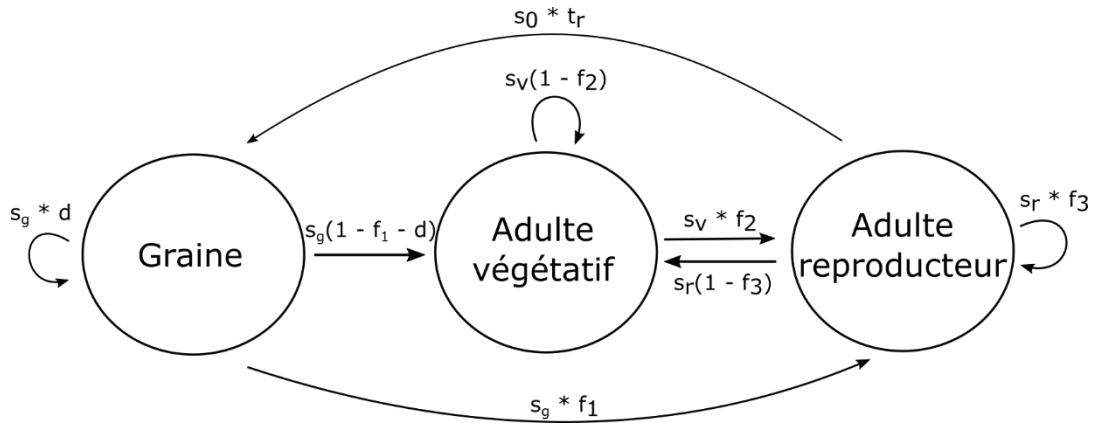


Figure 8 : Cycle de vie schématique d'une plante avec un suivi annuel. S_g, s_v s_r et s_0 sont les probabilités de survies à chacun des stades, f_1, f_2, f_3 la probabilité de floraison, t_r la fécondité, d la probabilité que la graine soit dormante.

En plus de devoir s'acclimater à son nouvel environnement, la plante fait face à différents risques et contraintes, que nous développons dans les paragraphes suivants.

5.1. Modification des interactions interspécifiques

Une plante dans son milieu est en interaction avec les autres organismes de l'écosystème (Figure 9). Les interactions peuvent être négatives pour la plante (herbivorie, compétition pour l'accès à la lumière, etc.)

ou positives (pollinisation, mycorhization, dispersion des graines, etc.). Ces interactions sont parfois le résultat d'une longue co-évolution et la relation avec une ou plusieurs autres espèces devient obligatoire (cas des plantes hémiparasites, par exemple *Orobanche picridis* qui parasite les espèces du genre *Picris*).

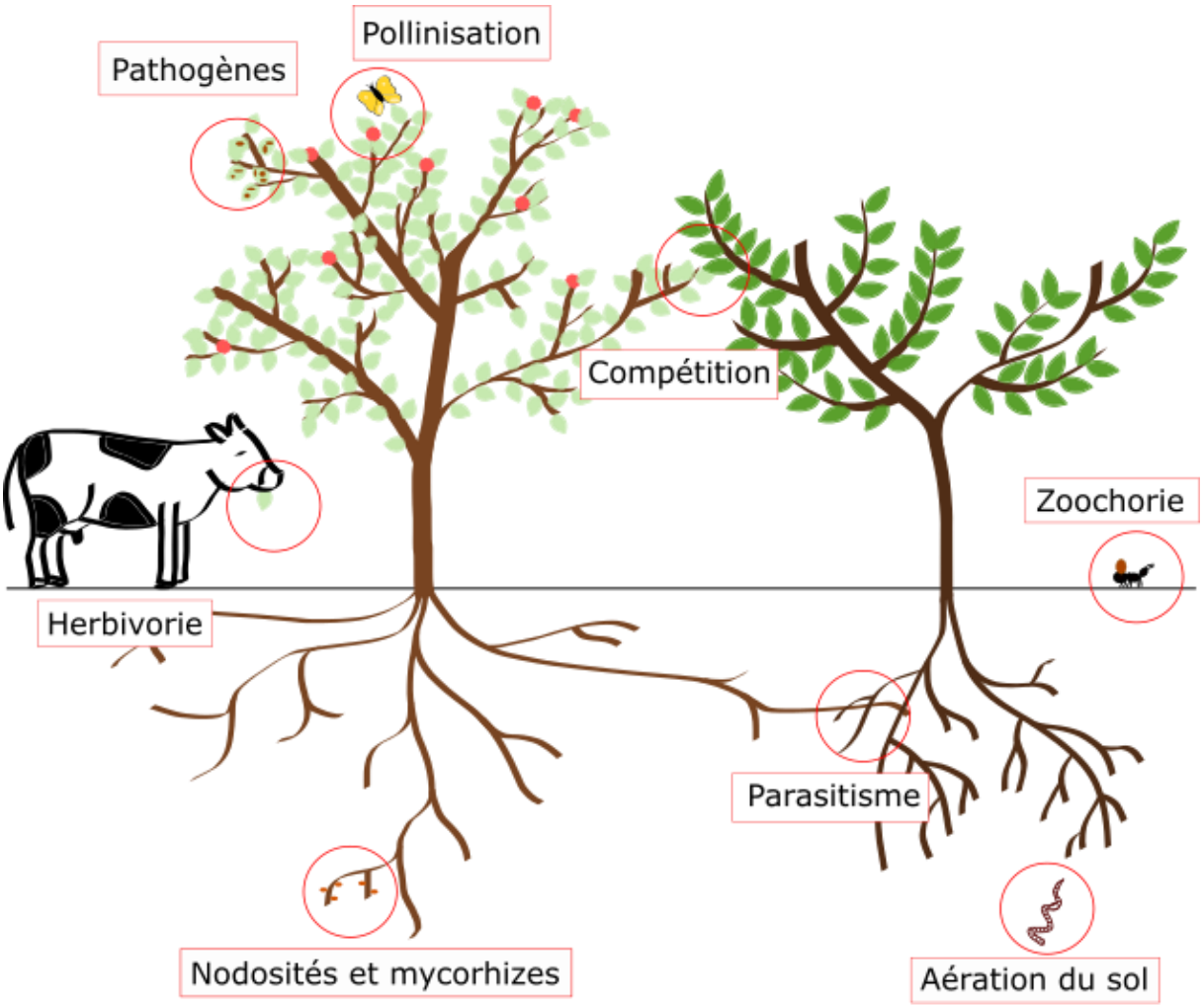


Figure 9 : Exemples d'interactions interspécifiques et des potentiels problèmes après translocation

Un déplacement d'individus dans un autre site implique une modification des interactions interspécifiques, avec potentiellement une modification de la composition de la communauté associée, ce qui peut causer de multiples problèmes pour la population transloquée et l'écosystème receveur (Tableau 1). Certaines interactions peuvent être modifiées, par exemple le pollinisateur du site source ne sera pas forcément présent, mais un autre pollinisateur pourra prendre le relais ce qui n'est pas toujours possible en fonction des pollinisateurs disponibles, de la morphologie de l'espèce déplacée, et de son attractivité par rapport aux autres espèces végétales entomophiles présentes. Ainsi, la restauration d'un site avec un changement de la composition des espèces végétales présentes peut induire un changement dans la composition de la communauté d'insectes (Moir *et al.* 2012 ; Luong *et al.* 2019). De même pour les mycorhizes, il est parfois possible pour la plante de changer de partenaire symbiotique

(Downing *et al.* 2017). Les invertébrés présents dans le sol ont aussi des rôles vitaux pour la plante : recyclage des nutriments pour la nutrition des plantes, régulation hydrique, régulation de pathogènes par exemple (Hedde *et al.* 2017). L'écosystème a donc une certaine plasticité, et l'intervention humaine qu'est la translocation pourra perturber les interactions avec un retour à un état stable possible.

Le stress induit par la translocation peut également rendre les individus plus fragiles, et donc augmenter les risques d'infection par un pathogène. Par exemple, une translocation d'une population de *Wollemia nobilis* en Australie a enregistré de fortes mortalités dues au pathogène *Botryosphaeria* qui infecte les arbres stressés ou blessés (Zimmer *et al.* 2016).

Tableau 1 : Risques pour la population transloquée et pour l'écosystème de certaines interactions

Interaction	Risques pour la population transloquée	Risques pour l'écosystème
Hôte-pathogène	- Pas d'adaptation locale aux pathogènes présents sur le site d'accueil	- Apport de pathogènes aux populations déjà présentes
Pollinisation	- Absence du pollinisateur spécifique sur le site d'accueil - Autres espèces plus attractives que l'espèce de la population transloquée	- Modification de la pollinisation et du **succès reproducteur** pour d'autres populations végétales présentes
Herbivorie	- Présence d'herbivores sur le site d'accueil, réduisant la croissance des individus	- L'apport de nouveaux individus augmente la détection et l'attractivité des herbivores, qui peuvent parfois impacter d'autres espèces
Compétition	- Présence de plantes avec un développement rapide, limitant le développement des individus transloqués	- Développement rapide de la population transloquée, diminuant l'accès à la lumière à d'autres populations végétales - Modification de la communauté végétale par apport de plusieurs autres espèces dans des mottes/plaques de terre quand c'est la technique de translocation choisie
Zoochorie	- L'espèce animale qui réalise le déplacement des graines est absente du site d'accueil, limitant la dispersion des graines	- Les graines supplémentaires liées à la population transloquée favorisent l'espèce déplaçant les graines, ce qui modifie la communauté locale des espèces granivores
Parasitisme	- Absence du prédateur du parasite sur le site d'accueil - Dans le cas de plante parasite, celle-ci a besoin de la présence de sa plante hôte pour survivre	- Apport de parasites dans les populations déjà présentes
Mycorhization	- Si le (cortège de) champignon(s) est absent ou partiellement présent sur le site d'accueil, le succès reproducteur de la population peut être réduit - La mycorhization est souvent réduite par le placement des individus, la recolonisation des racines par ces	- Apport de terre exogène modifiant la nature du sol et le cortège de champignons symbiotiques

	champignons peut prendre du temps, voire échouer	
Autres interactions indirectes		- La faune du sol peut entraîner des variations de la nature du sol, avec par exemple une différence du niveau d'aération, d'humidité du sol - Modification de différentes fonctions écologiques locales

Un exemple peu intuitif d'une relation interspécifique jouant un rôle important dans la réussite d'une translocation est celui de *Prostanthera eurybioides* (Jusaitis 2012). Une population a été transplantée dans deux conditions distinctes : avec et sans barrière pour protéger les plantes des herbivores. Il s'est avéré que les individus sans barrière ont mieux survécu. L'auteur explique ce résultat par la plus petite taille des individus broutés, qui leur ont permis de mieux résister à la sécheresse. Cet exemple montre qu'il n'est pas évident d'anticiper les relations interspécifiques entre la plante transloquée et son nouvel environnement. L'expérimentation est une clé importante de la réussite, par le test de différents protocoles et leur comparaison.

5.2. Les risques d'invasions biologiques

Introduire des individus d'une espèce non présente dans un écosystème peut entraîner des conséquences pour l'écosystème et pour les espèces déjà présentes (Zedler et Kercher 2004 ; Senator et Rozenberg 2017). L'article de Simberloff et al. (1999) passe en revue les interactions déclarées entre espèces non natives dans 254 articles. Ils identifient des interactions interspécifiques entre non-natives dans plus de la moitié des articles. Par exemple, l'espèce *Rhododendron ponticum* a été introduite en Irlande dans un but esthétique (Simberloff et Von Holle 1999). L'espèce s'est multipliée et a remplacé des espèces natives.

L'introduction d'une nouvelle espèce dans un écosystème est donc risquée et critiquée par certains chercheurs pour cette raison (Schwartz 2005 ; Ricciardi et Simberloff 2009 ; Chauvenet *et al.* 2013 ; Bucharova 2017). En effet, même si nous nous intéressons ici à des espèces menacées ou rares, cela ne signifie pas que leur comportement sera le même dans tous les écosystèmes. Par exemple, l'arbre *Melaleuca quiquenervia* est menacé en Australie d'où il est natif, alors qu'il est invasif en Floride (Ricciardi et Simberloff 2009). Il est difficile de prédire si une espèce sera invasive uniquement par l'étude de ses traits de vie, car il semble qu'une espèce peut devenir invasive selon des mécanismes plus complexes (Muth et Pigliucci 2006).

Les risques d'invasions biologiques sont applicables aux introductions de populations. Lors de restaurations de populations, les risques sont moindres puisque l'espèce est ou a déjà été présente dans le milieu.

5.3. Les risques liés aux petites populations

La disponibilité en matériel végétal à transloquer est liée à la rareté de l'espèce, mais aussi à la présence de l'espèce sur l'emprise du projet dans le cas des translocations réglementaires : dans de nombreux projets de translocation, il ne sera pas possible d'avoir un grand nombre d'individus à implanter. De plus, juste après la translocation, il est fréquent d'observer un pic de mortalité dû aux blessures plus ou moins fortes subies par les plantes lors de la manipulation durant la translocation et à la maladaptation au site d'accueil. La population formée dans le nouveau site peut alors être soumise à des contraintes fortes si elle est de petite taille. L'effet Allee est le fait qu'à faible densité d'individus dans la population, son taux de croissance peut diminuer (Frankham *et al.* 2010). Cela peut être dû à des mécanismes divers. Par exemple, la probabilité que le pollen atteigne les stigmates d'un autre individu diminue à faible densité, ce qui peut diminuer la fécondité. Le facteur anthropogénique est aussi un risque, une espèce plus rare gagne en valeur et les risques que les individus soient cueillis augmentent (Kéry *et al.* 2000 ; Berec *et al.* 2007). Les impacts sur quelques individus ont proportionnellement plus d'importance.

Il existe aussi plusieurs mécanismes génétiques affectant les petites populations. En effet, la dérive génétique est un processus pouvant amener à la perte d'allèles dans une population. Cette force évolutive s'applique d'autant plus fortement que la population est petite, car le processus d'échantillonnage des allèles à chaque génération est plus grande (Frankham *et al.* 2010). La conséquence de la dérive est une perte de variabilité génétique, ce qui entraîne potentiellement une plus faible capacité d'adaptation face aux variations de l'environnement. Afin de déterminer si la population transloquée subit une forte dérive génétique, il est possible de comparer sa diversité génétique à des populations témoins (Van Rossum et Hardy 2020). Un autre risque lié à une population de petite taille est la dépression de consanguinité (Weeks *et al.* 2011), c'est-à-dire un succès reproducteur plus faible des individus issus de croisements consanguins, qui surviennent nécessairement si la population est trop petite : après quelques générations dans une population de petite taille, tous les individus ont des ancêtres en commun dans la généalogie proche. La probabilité plus importante de fixer des mutations faiblement délétères dans des petites populations isolées est appelée la fonte mutationnelle. Dans une petite population, la dérive génétique augmente, ce qui peut diminuer l'effet de la sélection et permettre la fixation et l'accumulation de mutations délétères. Ces mutations peuvent alors diminuer le succès reproducteur des descendants, voir mener à l'extinction de la population (Zeyl *et al.* 2001).

Enfin, certaines espèces végétales ont un mécanisme d'**auto-incompatibilité**, qui empêche la reproduction avec des individus trop proches génétiquement (DeMauro 1993). Lorsque la taille de la population diminue, cela peut être un frein à la reproduction. DeMauro (1993) suggère plusieurs actions pour éviter l'effet de ce mécanisme : notamment l'utilisation d'un grand nombre d'individus, mais aussi

le mélange de plantes éloignées génétiquement en les disposant côte à côte, ainsi que l'apport régulier de nouveaux individus.

Pour prendre en compte ces risques liés aux faibles effectifs, il est nécessaire de prévoir une translocation d'un nombre suffisant d'individus. Le concept de MVP (MVP = Minimum Viable Population) définit le nombre minimum nécessaire pour minimiser les risques d'extinction (Maris et Devictor 2014). En conservation, plusieurs articles se sont penchés sur la question, et notamment pour la détermination d'un MVP universel : la médiane de celui-ci serait de 4169 individus, tous taxons confondus (Traill *et al.* 2007). Cette recherche de MVP est critiquée, car elle laisse de côté les estimations d'extinction au cas par cas en leur préférant des lignes directrices universelles (Flather *et al.* 2011). Pour les translocations, un nombre minimum d'individus à transloquer est également recherché. Moins théorique qu'un MVP en conservation, ce nombre minimum permettrait d'optimiser les chances de succès d'une translocation. Entre 50 et 200 individus adultes sont des chiffres souvent annoncés comme un minimum d'individus nécessaire pour établir une population (Van Groenendael *et al.* 1998 ; Monks *et al.* 2012 ; Maschinski et Albrecht 2017), mais cela semble variable d'une espèce à l'autre, des modèles de viabilité permettent une meilleure appréhension d'un MVP pour la translocation (Maschinski et Haskins 2012).

5.4. Les risques liés au mélange de populations

En cas de renforcement, des individus d'une population source sont ajoutés à une population déjà existante de la même espèce. Si l'objectif est d'apporter une plus grande diversité génétique pour éviter des mécanismes comme la dépression de consanguinité et la dérive génétique, un risque de dépression d'exogamie existe en cas d'un éloignement génétique trop grand (Pekkala *et al.* 2012). Cette dépression peut être le résultat d'une dilution de l'adaptabilité locale de la population indigène, ou d'une rupture de complexe de gènes coadaptés (Edmands 1999). Ce risque existe également lorsque les individus introduits sont issus de plusieurs populations sources éloignées. En règle générale, il est recommandé d'utiliser un matériel végétal diversifié, afin de favoriser une diversité génétique (Schäfer *et al.* 2020), mais il faut veiller à ne pas mélanger des populations trop éloignées ou ayant des adaptations locales.

La proximité phylogénétique potentielle de l'espèce introduite et d'une espèce déjà présente dans l'écosystème peut être problématique en cas d'hybridation. En effet, les hybrides peuvent prendre le dessus et mener à la perte des deux espèces dans le site d'accueil. Dans le sud de la France, *Ophrys provincialis* est une espèce protégée, régulièrement objet de translocations réglementaires. Les orchidées du genre *Ophrys* malgré leur pollinisation spécialisée (voir Schatz et al., 2020 ; Baguette et al., 2020) s'hybrident facilement (Devey *et al.* 2008), et les hybrides *Ophrys* x *provincialis* perdent le statut de protection (ce qui réduit l'application de la séquence ERC). Il est donc important de faire un état des lieux du site d'accueil pour connaître les espèces présentes.

Les mélanges de populations ne donnent pas seulement lieu à des risques génétiques, un autre risque est l'apport de pathogènes dans une population saine. Ce risque est documenté pour les translocations animales (Kock *et al.* 2010 ; Massei *et al.* 2010 ; Cook et Sgrò 2019), moins pour les translocations végétales. Il est tout de même recommandé de bien veiller à ce que le matériel végétal implanté ne soit pas infecté (Maschinski et Albrecht 2017 ; Commander *et al.* 2018). Plus généralement, il est important de réaliser des translocations d'individus sains : un individu parasité a des risques accrus de ne pas survivre à la translocation, qui est un élément perturbateur fort dans le cycle de vie d'une plante. Dans une étude sur *Carex lupuliformis*, les individus parasités par des pucerons ne survivaient pas à la translocation dans 74% des cas, contre 37% pour les individus sains (Langlois et Pellerin 2016).

5.5.Les risques liés à la conservation *ex situ*

Le matériel végétal utilisé pour une translocation est parfois issu de collections *ex situ*, et ces collections peuvent s'avérer précieuses pour la restauration de certaines espèces (Abeli *et al.* 2020). Cette étape peut être source de risques pour la population transloquée : d'une part, la culture *ex situ* concerne souvent des populations de petite taille, ce qui renvoie aux risques liés à ces petites populations. D'autre part, la culture d'une plante sauvage, si elle dure trop, risque de tendre vers la domestication de l'espèce : la population cultivée peut alors perdre son mécanisme de dormance puisqu'en *ex situ*, la tendance générale est de se focaliser sur les individus ayant germé les premiers, la dormance se perd donc petit à petit (Enßlin *et al.* 2011). Mais d'une manière générale, sa variabilité génétique a tendance à diminuer du fait de la mise en culture (Basey *et al.* 2015).

De plus, il est nécessaire de connaître la provenance du matériel végétal stocké ou cultivé en *ex situ*. Une adaptation locale peut exister, ce qui risque de réduire le succès reproducteur de plantes déplacées dans un environnement différent (Rushing *et al.* 2021). La variation génétique attendue de la population en jardin botanique est plus faible qu'en milieu naturel, notamment car il s'agit de petites populations touchées par la dérive génétique, et en raison des conditions optimales des jardins botaniques, ce qui peut entraîner une diminution de leur viabilité et de leur succès reproducteur après translocation (Enßlin *et al.* 2011).

Des précautions sont à prendre lorsqu'une étape *ex situ* est prévue dans le protocole de translocation, à la fois pour collecter le matériel végétal (Basey *et al.* 2015), mais aussi pour la culture. En effet, les traitements pré-translocation permettent souvent d'avoir de meilleurs résultats de translocation. Mais de trop grands soins sont risqués pour la plante, qui pourrait ne pas s'acclimater une fois transloquée en milieu naturel à cause d'un trop grand stress, sans arrosage régulier et avec des températures plus variables (Brancaleoni *et al.* 2018). Il s'agit donc de trouver des compromis entre avantages et

inconvénients de cette culture *ex situ* dans l'attente de la translocation afin d'améliorer les chances de succès de cette opération.

6. Préoccupations éthiques liées à la translocation

La pratique de la translocation ne laisse pas indifférent : certains auteurs y sont fermement opposés pour de multiples raisons. Notamment, les individus transplantés peuvent avoir un effet négatif pour l'écosystème receveur, et c'est aussi une technique chère qui donne actuellement peu de résultats convaincants (échecs peu publiés, standard bas en cas de succès) (Fahselt 2007). Dans le cas des translocations réglementaires, proposer cette mesure semble être un droit à réorganiser la nature voire à la détruire pour les aménageurs, alors même que la mesure est expérimentale et qu'il n'y a aucune certitude sur la réussite (Germano *et al.* 2015 ; Bradley *et al.* 2020). Pourtant, même si la translocation est un échec, il n'y a généralement rien d'administrativement prévu pour compenser cette perte.

Dans le contexte de translocations réglementaires, il est intéressant de s'attarder sur le caractère expérimental de la mesure d'accompagnement liée à la translocation, car rien n'est explicite sur ce que suppose ce côté expérimental. Mais la démarche scientifique suppose de respecter et optimiser le protocole de translocation, de mettre en place des témoins (utilisation de populations témoins non transloquées quand cela est possible), de diffuser tous les résultats positifs comme négatifs, et de mettre en place une base de données capitalisant et localisant les différentes « expériences » de translocations. Si tous ces points étaient réalisés, les résultats de translocation seraient sûrement meilleurs, ou bien des alternatives seraient préférées à la translocation, ce qui serait en mesure de faciliter son acceptation éthique.

La migration assistée est le type de translocation le plus sujet à débat (Hewitt *et al.* 2011). D'une part, le principe de précaution invite plutôt à éviter cette pratique puisque les risques, et notamment sur le caractère invasif, ne peuvent pas être tous anticipés (Schwartz 2005 ; Ricciardi et Simberloff 2009 ; Bucharova 2017). Les conséquences d'une migration assistée pourraient alors être plus importantes que l'inaction. Mais d'autre part, les changements climatiques semblent inévitables, et les risques d'invasion restent réduits, ce qui est un argument en faveur de la migration assistée (Chauvenet *et al.* 2013 ; Ferrarini *et al.* 2016). Celle-ci reste une pratique risquée, puisque des individus venant de sites avec un climat plus chaud risquent une maladaptation avec une baisse du succès reproducteur et seront plus sensibles aux variations de température (Liu *et al.* 2012 ; Rushing *et al.* 2021). Du côté de l'éthique, certains défendent la migration assistée puisque les humains sont responsables de la situation actuelle, cette pratique permet donc de compenser une partie de nos impacts (Vitt *et al.* 2016). D'autres pensent qu'il vaut mieux se concentrer sur l'arrêt des actions qui causent des dommages, la migration assistée ne servant qu'à perpétuer nos habitudes actuelles (Filbee-Dexter et Smajdor 2019). La migration assistée reste une technique courante dans un contexte de sylviculture : les arbres ayant un cycle de vie long, il

est nécessaire d'anticiper les conditions futures afin que la croissance soit optimale, sans toutefois anticiper trop loin afin d'éviter la maladaptation aux premiers stades vie (O'Neill *et al.* 2017).

La désextinction est aussi une pratique controversée et discutée notamment dans Robert et al. (2017) et dans Seddon and Armstrong (2019) : elle peut être défendue, car l'humain est effectivement à l'origine de l'extinction d'un grand nombre d'espèces ; d'un point de vue éthique il est donc défendable de tenter de dés-éteindre ces espèces. Mais d'un point de vue évolutionniste, une espèce éteinte depuis très longtemps n'a pas évolué et risque donc de ne plus être adaptée au monde actuel. Pour les espèces végétales, il est difficile de connaître la **niche écologique** idéale du fait d'un manque de description, l'espèce n'étant plus observable dans son milieu naturel, ce qui augmente les risques d'échecs (Dalrymple *et al.* 2020). De plus, nous sommes dans une période où de nombreuses espèces sont menacées d'extinction, il y a donc des actions de conservation à entreprendre sans chercher à faire revenir des espèces pour lesquelles il est déjà trop tard. Plus généralement, la réflexion autour de la désextinction est avant tout centrée sur les animaux, mais encore très peu sur les plantes. Pourtant, les possibilités de désextinction pour les végétaux sont importantes, du fait des collections *ex situ* et du stockage plus simple du matériel végétal.

Enfin, le sauvetage génétique est parfois controversé car cela diminuerait la « pureté génétique » d'une population ou d'une espèce : cependant cette vision statique de l'espèce ne prend pas en compte les processus évolutifs, ce qui est également critiqué (Love Stowell *et al.* 2017).

7. Comparaison des translocations réglementaires et volontaires

Les translocations volontaires et réglementaires se différencient parfois sur leurs objectifs, mais ce sont avant tout des différences dans le déroulé et les moyens disponibles. Une comparaison de ces types de translocation est indiquée dans le tableau suivant. Dans le cas des translocations volontaires, l'organisme qui entreprend l'opération a la liberté de choisir l'espèce, la population source, le site d'accueil avec peu de contraintes administratives, ce qui devrait constituer des avantages. Leur succès est probablement conditionné par les moyens financiers et humains sur un temps assez long (au moins 10 à 20 ans) pour la préparation, la réalisation et le suivi de la translocation ; les financements pour des périodes aussi longues sont souvent difficiles à trouver, comme l'implication des personnes sur toute la durée du programme et le respect des objectifs initiaux.

De leur côté, les translocations réglementaires se réalisent dans des conditions contraintes au niveau du de l'espèce, de la population source, mais aussi du site d'accueil, le tout étant encadré par des contraintes administratives comme par le respect de la procédure de demande de dérogation pour risque de destruction d'espèces protégées et par la séquence ERC qui fixe une démarche de réalisation. L'inconvénient principal est le temps limité pour préparer cette opération. L'avantage est de travailler

avec des bureaux d'étude spécialisés dans cette démarche, mais aussi d'être moins limité par le financement qui est intégré dans le financement global du projet d'aménagement. Cependant, transloquer des espèces très souvent protégées constitue un risque fort d'érosion de la biodiversité, sans trop pouvoir les exposer à des protocoles expérimentaux impliquant que certains individus soient sacrifiés pour tester des conditions moins favorables à l'espèce.

Par exemple, les espèces *Serapias neglecta* et *S. parviflora* sont assez souvent concernées par des translocations réglementaires lors de projets d'urbanisation en Corse (B. Schatz, comm. pers.). Il serait intéressant ici de tester les conditions de succès d'opérations de translocations, dans un cadre volontaire, sur des espèces voisines, non protégées et très abondantes comme *S. lingua* et/ou *S. cordigera*. Mais il s'agit là d'une mutualisation longue à planifier, aux résultats non immédiats et supposant une forte collaboration entre les acteurs des translocations volontaires et ceux de celles réglementaires.

Tableau 2 : Comparaison des 2 types principaux de translocations végétales

	Volontaire	**Réglementaire**
Financement	Par des organismes publics, des ONG environnementales, associations : généralement peu de moyens	Par l'aménageur : moyens en principe à la hauteur du projet
Acteurs impliqués	CBN, ONG, scientifiques	Bureau d'études, seul ou en collaboration avec un CBN ou des scientifiques spécialistes
Temps imparti	Indéterminé, pas de contraintes de temps	Temps contraint par les travaux et rentabilité du bureau d'études
Espèce	Choisie	Contrainte
Population source	Choisie	Contrainte, selon l'impact après application de la séquence ERC
Site d'accueil	Choisi	Doit être proche et écologiquement similaire du site impacté, mais souvent dépendant des opportunités foncières et financières
Suivi	Peu de moyens financiers, résultats plutôt accessibles (publications, rapports)	Peu de retours d'expériences : problème de concurrence sur l'accessibilité des données.
Responsabilité administrative	Généralement faible, l'espèce n'est pas forcément protégée	Diffusion du suivi à la charge du maître d'ouvrage

8. Contexte de travail, objectifs de la thèse et hypothèses

8.1. Recherche intervention et objectif opérationnel

Les translocations végétales sont très utilisées dans le cadre de la séquence ERC. Les acteurs de ce type de translocation rencontrent de nombreuses contraintes propres aux exigences réglementaires. Du côté de la recherche, le système de compensation écologique est souvent critiqué, mais les translocations végétales réglementaires restent peu étudiées. La littérature scientifique, souvent en anglais, est peu accessible aux praticiens, et les relations chercheurs/praticiens sont souvent distantes (Knight *et al.* 2008 ; Hulme 2014). Le contexte de cette thèse en entreprise tente de combler ces différents écarts et manques de connaissance, en se positionnant au plus près des besoins du terrain. Pour cela, nos constats de terrain nous mènent à la définition d'un objectif opérationnel présenté ci-après, ensuite transcrit en deux questions de recherche, visant à combler des lacunes dans la pratique de la translocation (Figure 10).

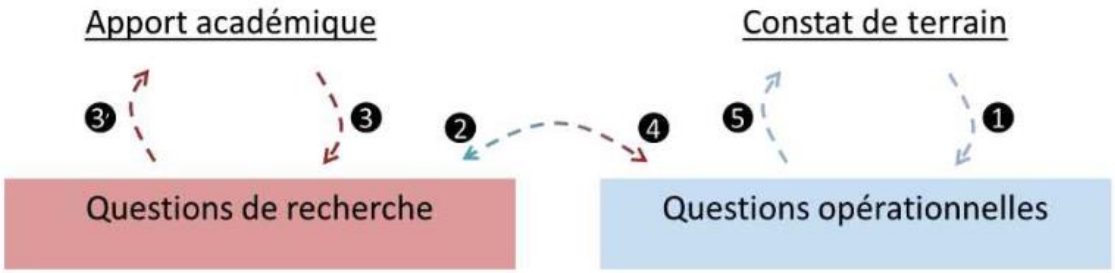


Figure 10 : Des constats de terrain aux questions scientifiques (Figure extraite de la thèse de Bigard 2018). Dans l'ordre chronologique, le chercheur en recherche intervention 1) se pose des questions opérationnelles sur la base de questions issues du terrain, 2) les transpose en question de recherche, 3) et 3') répond aux questions de recherche par la connaissance et la contribution à la littérature scientifique, 4) traduit ses résultats en réponse aux questions opérationnelles, 5) met en œuvre des mesures sur le terrain en fonction des réponses apportées.

Dans cette thèse, nous nous plaçons dans une posture de recherche-intervention parfois aussi appelée recherche participante, puisque j'ai partagé également mon temps entre laboratoire et bureau d'études. Ce type de méthodologie permet, par une immersion du chercheur dans ce qu'il étudie, de créer des connaissances actionnables, c'est-à-dire directement utilisables par les acteurs de la translocation.

Sur le terrain, il est facile de constater que les translocations mènent souvent à des échecs, mais il est aussi difficile pour un bureau d'études d'avoir accès à des protocoles et des retours d'expériences. De plus, les dossiers réglementaires doivent être rédigés dans un temps imparti, et en relation avec un maître d'ouvrage plus ou moins sensible aux problématiques environnementales. La mesure de translocation fait partie d'un ensemble d'autres mesures dans la séquence ERC, et représente parfois simplement une mesure annexe, concernant de petits impacts en comparaison à d'autres espèces. Il semble enfin qu'il y ait une certaine opposition à la pratique des translocations par une partie des acteurs de l'environnement. Pourtant, cette technique est très souvent utilisée dans les bureaux d'études dans un contexte

réglementaire, car elle représente l'une des seules mesures permettant de limiter les impacts sur la flore protégée.

Encadré 4 : Présentation du bureau d'études Ecotonia

Ecotonia (https://www.ecotonia.fr/) est un bureau d'études environnementales fondé en 2011 et localisé en région PACA, employant 10 à 15 personnes. Ecotonia est en lien direct avec des aménageurs privés et publics afin de réaliser des expertises naturalistes et rédiger des études réglementaires pour des projets d'aménagement du territoire. Il réalise également la mise en application de certaines mesures proposées dans les études réglementaires, dont les translocations végétales.

Ecotonia a souhaité financer ce programme de thèse lorsque le bureau d'études s'est trouvé confronté à deux projets de translocation de grande ampleur, développés dans ce manuscrit. L'entreprise souhaite aussi développer un pôle de compétence en recherche, afin d'améliorer les mesures proposées dans ses dossiers réglementaires.

L'objectif scientifique et opérationnel de cette thèse est d'explorer cette question : **quelles sont les pistes pour améliorer la pratique de la translocation réglementaire en France ?**

Nous avons exploré cette question à travers deux grands axes : le premier, analytique, explore dans un premier chapitre la perception de différents acteurs de la conservation sur la pratique des translocations réalisées en France, car ce point reste peu connu même après plus de 40 ans de pratique en France. Dans un deuxième chapitre, nous nous demandons si la conception du protocole de translocation dans un cadre réglementaire est une partie correctement réalisée dans une sélection de dossiers d'aménagement du territoire reçus par le CNPN. Enfin, nous explorons les retours d'expériences des translocations afin de déterminer si les translocations sont bien suivies et quels paramètres maximisent les chances de succès. À l'issue de cette première partie, nous pourrons formuler des préconisations afin de réaliser au mieux les translocations.

Le second axe étudie deux cas pratiques de translocation afin de mieux percevoir les contraintes opérationnelles de réalisation. À travers l'exemple d'un projet de translocation d'une population d'*Helianthemum marifolium*, nous avons exploré plusieurs pistes d'amélioration pour mieux connaître la biologie de l'espèce et préparer au mieux sa translocation. Dans le second exemple, nous réalisons une translocation expérimentale sur une population de grande taille de *Serapias neglecta* afin d'optimiser le protocole et de déterminer si une translocation à grande échelle est possible.

8.2. Questions de recherche

Nous avons défini les questions de recherche suivantes, découlant de l'objectif opérationnel défini, auxquelles nous tenterons de répondre au cours de ce manuscrit.

(1) Comment sont perçues les translocations par les acteurs de l'environnement et comment sont-elles réalisées en pratique ?

La translocation est une pratique qui semble ne pas laisser indifférent. Ainsi, certains acteurs en proposent à chaque projet d'aménagement, d'autres évitent ou les déconseillent à tout prix. Dans le chapitre 1, nous chercherons à déterminer qui sont ces personnes en faveur ou défaveur des translocations, en fonction notamment de leur poste, mais aussi les raisons de leur perception. Dans les chapitres 2 et 3, nous verrons comment sont réalisées les étapes en amont et en aval de la translocation. Le chapitre 2 traite des dossiers de dérogation qui sont soumis par les bureaux d'études au CNPN, et nous avons analysé la qualité proposée des protocoles de translocation. Le chapitre 3 traite de la procédure de suivi, et nous avons analysé notamment le temps de suivi qui est porté sur ces translocations. Nous pourrons ainsi comparer la vision des acteurs de l'environnement avec ce qui est fait dans la réalité.

(2) Comment optimiser une translocation pour augmenter les chances de succès ?

Nous avons exploré cette question dans les chapitres 3, 4 et 5. Dans le chapitre 3, nous verrons que les translocations ont des chances variables de succès en fonction de paramètres connus dès le départ. Nous parlerons également du temps de suivi, primordial pour obtenir des retours d'expériences et connaître les protocoles qui fonctionnent ou non. Les chapitres 4 et 5 relatent deux translocations réalisées dans le cadre de projets d'aménagement du territoire. Ces projets ont comme points communs l'anticipation du dépôt de dossier, et d'importantes populations d'espèces protégées risquant d'être impactées. Nous montrerons les méthodes utilisées afin d'optimiser ces protocoles.

9. Organisation du manuscrit

Il s'agit d'une thèse sur article : au cours des 5 chapitres nous présenterons les différents articles publiés, soumis, ou en cours de rédaction. Dans plusieurs chapitres, notamment ceux portant sur les cas d'études de translocation, nous avons présenté certains résultats préliminaires, qui ne feront l'objet de publications que dans plusieurs années. En effet, une bonne évaluation du succès d'une translocation se fait à moyen ou long terme, ce qui n'est pas possible à faire dans le temps d'une thèse.

Dans une démarche de rendre accessible ce travail aux acteurs de l'environnement en France, nous avons choisi de traduire en français les différents articles composant cette thèse. Chaque chapitre est précédé d'une courte synthèse.

Partie 2 : Bilan des connaissances sur les translocations végétales

Cette partie s'applique à faire un bilan des connaissances sur la pratique actuelle de la translocation végétale. Il s'agit d'une partie analytique, où nous avons récolté des données sur les avis des praticiens, les protocoles de translocations réglementaires proposées en France, et les retours d'expériences. Ces trois chapitres permettent d'avoir une vision plus globale de la pratique en France. Ce bilan des connaissances permet de faire des recommandations sur les améliorations à apporter.

Chapitre 1 – Les translocations végétales en France : le regard des acteurs de l'environnement

Chapitre 2 – Protocoles des translocations réglementaires : une marge de progression pour l'amélioration de la pratique

Chapitre 3 – Un temps de suivi post-translocation encore trop faible

Chapitre 1 – Les translocations végétales en France : le regard des acteurs de l'environnement

Résumé du chapitre 1

Dans ce premier chapitre, nous souhaitons poser le contexte global de la pratique des translocations en France. En effet, nous avons évoqué en introduction les différents objectifs des translocations, mais aussi les nombreux acteurs pouvant être impliqués. Certains projets sont soumis à controverse, certaines personnes jugeant qu'une translocation en particulier ne devrait pas voir le jour pour diverses raisons. Certains types de translocations sont aussi particulièrement remis en question, comme l'utilisation de la migration assistée ou la dés-extinction.

Dans le **Manuscrit 1**, à travers un questionnaire, nous avons demandé à divers acteurs de l'environnement leur point de vue sur différents aspects des translocations. Afin de ne pas influencer les répondants, nous n'avons pas mentionné les différents objectifs possibles des translocations. Nous souhaitions déterminer, à partir des réponses au questionnaire, la vision des répondants et ce que représente pour eux cette pratique, puis déterminer des typologies de répondants en fonction de ces réponses.

Le questionnaire a été diffusé entre septembre et décembre 2021 et nous avons tenté de toucher la majorité des acteurs de l'environnement concernés par la translocation végétale en France : bureaux d'études, CBN, CEN, aires protégées, laboratoires de recherche, associations, aménageurs, étudiants, services instructeurs, etc. Les réponses obtenues ont permis de déterminer 3 groupes de répondants : les personnes favorables ou satisfaites de la pratique actuelle, les indécis, et les personnes défavorables à la translocation. Les groupes favorables/satisfaits et défavorables sont assez équilibrés en termes d'effectifs. Nous n'avons pas pu déterminer un profil type de personnes faisant partie de ces groupes. Même si les personnes travaillant dans des conservatoires et aires protégées sont un peu plus nombreuses dans le groupe défavorable, elles restent tout de même bien présentes dans le groupe des personnes favorables/satisfaites. L'âge, le niveau d'études, le lieu d'habitation et le type d'organisme où travaillent les répondants ne sont pas des bons prédicteurs pour tenter de discriminer les répondants de ces 2 groupes. Ce résultat indique donc que l'avis sur les translocations est très divisé même au sein des différents groupes d'acteurs de l'environnement.

À travers différentes questions, ainsi que plusieurs espaces pour s'exprimer librement, il semble que la vision des répondants concernant les translocations réglementaires est très différente de celle des

translocations volontaires. Les premières sont considérées comme mal réalisées et menant plus facilement à un échec. De plus, l'éthique de ce type de translocation est bien différente, puisqu'un choix doit être fait entre de la destruction et un déplacement : vaut-il mieux déplacer à tout prix pour éviter de détruire, en sachant qu'une réussite de l'opération rendrait les prochaines translocations plus acceptables ?

Cette étude permet de fixer le cadre de perception de ce travail de cette thèse. Nous faisons ici le constat que les translocations divisent beaucoup les acteurs de l'environnement. Les critiques envers les translocations réglementaires sont-elles fondées ? Les chapitres 2 et 3 permettent de répondre à cette question en s'intéressant aux étapes en amont et en aval de la translocation en elle-même.

Ce chapitre a fait l'objet d'un article en préparation, présentant les résultats du questionnaire (**Manuscrit 1**). Nous étudions dans ce chapitre à la fois les translocations volontaires et réglementaires, et nous étudions plus spécifiquement la perception des acteurs francophones et plus particulièrement en France.

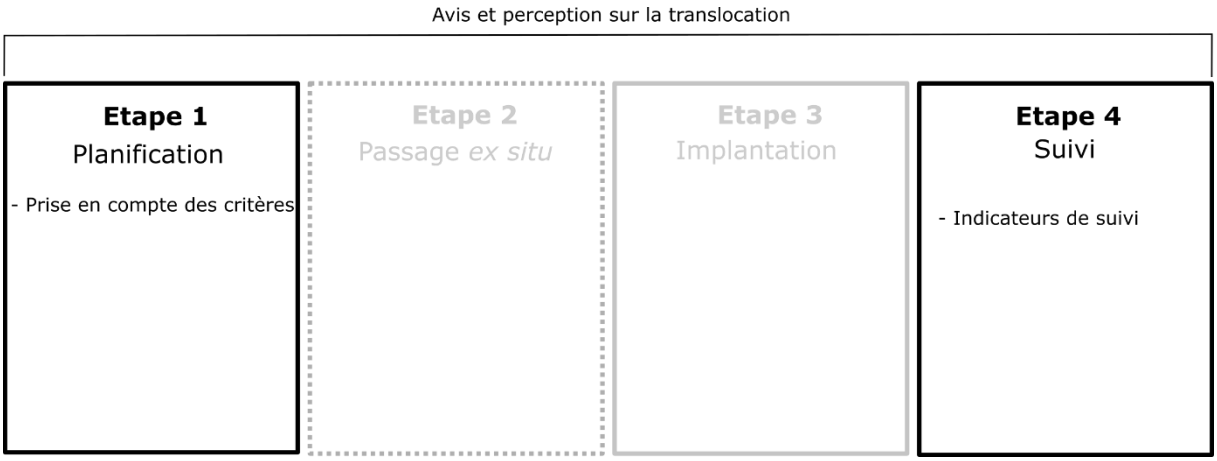


Figure 11 : Mise en évidence des étapes de la translocation étudiées dans le chapitre 1. Nous nous intéressons particulièrement aux acteurs de la translocation et leur vision de la translocation.

Note : Le manuscrit présenté dans ce chapitre est en cours de rédaction. Nous présentons uniquement les éléments maîtrisés du manuscrit, il ne s'agit donc pas d'une traduction complète de l'article final.

Manuscrit 1

Comment les translocations végétales sont-elles perçues par les acteurs de la conservation en France ?

Margaux JULIEN[1,2*], Juliette DUCRETTET[3*], Mohamed DIALLO[4], Bruno COLAS[4], Éric IMBERT[3], Sandrine MAURICE[3], Bertrand SCHATZ[1]

Article en préparation

Résumé : Dans le contexte actuel de changements globaux, la flore est menacée par une réduction du nombre d'espèces et une homogénéisation au détriment des espèces rares et protégées. Parmi les techniques de biologie de la conservation et de restauration écologique, la translocation de plantes est une mesure de plus en plus utilisée. Cependant, cette technique comporte des risques biologiques, écosystémiques et logistiques et soulève des questions éthiques. Elle n'est pas associée à une garantie de succès et est recommandée en dernier recours pour conserver la flore protégée dans l'aménagement du territoire. Elle implique différents types d'acteurs dans sa préparation, sa mise en œuvre et le suivi post-translocation et nécessite une approche interdisciplinaire. Cependant, la perception des translocations de plantes par les acteurs impliqués reste un sujet peu étudié. Nous avons étudié ici cette perception sur la base d'une enquête par questionnaire sur les translocations réalisées en France, nous proposons une synthèse de la perception des translocations par les acteurs de la conservation, principalement en France. De plus, nous documentons la perception de l'utilisation des outils d'analyses génétiques dans le cadre des translocations. Nous avons établi trois groupes de répondants à partir de leur perception sur la translocation (favorable ou satisfait/défavorable/indécis) et comparé les réponses de ces groupes sur les différentes étapes de mise en œuvre des translocations de plantes. Ces trois groupes existent parmi les différentes catégories d'acteurs, démontrant que l'attitude envers les translocations n'est pas associée à l'organisation des acteurs. Ces trois groupes diffèrent sur les critères pour décider du succès d'une translocation. L'utilisation des analyses génétiques est faible (15%) et dépend de l'appartenance à ces groupes. Le choix des critères de suivi post-translocation et les alternatives aux translocations sont plus homogènes dans ces groupes. En conclusion, nous encourageons le développement d'une base de données commune des translocations réalisées afin de partager ses retours d'expérience et pouvoir argumenter scientifiquement sur les chances de succès pour chaque espèce. Cela permettrait d'améliorer le succès de ces opérations de translocation et de changer leur perception.

Mots-clefs : conservation des plantes, translocation, séquence ERC, génétique des populations

[1]CEFE, CNRS, Univ Montpellier, EPHE, IRD, Montpellier, France

[2]Ecotonia, 60 rue tourmaline, 13510, Eguilles, France

[3]ISEM, Univ Montpellier, Montpellier, France

[4]Université Paris-Saclay, CNRS, AgroParisTech, Écologie Systématique et Évolution, 91405, Orsay, France

* **premiers auteurs, contributions à parts égales**

1. Introduction

Les changements globaux se sont considérablement accélérés ces dernières années, avec des conséquences importantes et souvent négatives sur la biodiversité (IPBES 2019). De plus, les activités humaines ne cessent de croître, ce qui exerce une influence importante sur le climat et sur les écosystèmes (Dirzo *et al.* 2014 ; Otto 2018). En conséquence, des destructions directes d'espèces ou d'habitats naturels (urbanisation, artificialisation, surexploitation) et plus indirectes (changement climatique, pollution, agriculture intensive) se sont produites avec des variations selon les pays (Maxwell *et al.* 2016 ; Doxa *et al.* 2017 ; Ceballos *et al.* 2017 ; Wang *et al.* 2019). Les espèces rares, souvent dépendantes d'interactions spécialisées, laissent la place aux espèces plus flexibles car généralistes (Daru *et al.* 2021). Enfin, ces changements globaux ont d'autres conséquences directes sur la biodiversité, notamment sur la phénologie (décalage des périodes de floraison ou d'émergence des pollinisateurs) (Hutchings *et al.* 2018 ; Duchenne *et al.* 2020 ; Daru *et al.* 2021), mais aussi sur le fonctionnement des écosystèmes (IPBES 2019 ; MedECC 2020).

Dans ce contexte, la biologie de la conservation a émergé depuis plus d'un demi-siècle comme une science pluridisciplinaire s'intéressant à la disparition des espèces et aux modifications des écosystèmes, en réponse au constat d'érosion de la biodiversité (Soulé 1985). Plus récemment, cette discipline s'est construite à travers l'émergence de différentes thématiques telles que la restauration écologique visant à revitaliser un écosystème (Young 2000 ; Volis 2016) ou l'ingénierie écologique qui s'intéresse aux différentes techniques opérationnelles de conservation. Dans ce cadre, la translocation fait partie des techniques de conservation dont les résultats sont de plus en plus publiés (Seddon et Armstrong 2019 ; Langridge *et al.* 2021). L'UICN définit la translocation comme le déplacement, sous la direction de l'homme, d'organismes vivants d'un site naturel à un autre (IUCN/SSC 2013). En se concentrant ici sur la translocation de plantes, elle est définie comme le transfert volontaire de plantes ou de matériel végétal régénérable d'une collection *ex situ* ou d'une population naturelle vers un nouvel emplacement (appelé site hôte), le plus souvent dans la nature (Commander *et al.* 2018). Si les translocations de conservation animales et végétales sont de plus en plus courantes, les études sur les translocations végétales sont restées très longtemps marginales par rapport à celles sur les animaux (Maunder 1992 ; Dalrymple *et al.* 2012). Les translocations peuvent être entreprises dans un cadre réglementaire, en réponse à la législation sur la prise en compte des impacts environnementaux des projets d'aménagement, pour minimiser les impacts sur une espèce protégée (Bradley *et al.* 2020). Bien qu'elles doivent être utilisées en dernier recours en raison du risque d'échec et que leurs résultats soient moins souvent publiés (Silcock *et al.* 2019), les translocations réglementaires sont de plus en plus utilisées car elles rendent un projet de développement plus acceptable en offrant une solution de sauvetage pour la flore impactée (Fahselt 2007 ; Germano *et al.* 2015 ; Silcock *et al.* 2019 ; Bradley *et al.* 2020). Mais il peut aussi s'agir de translocations volontaires entreprises par des acteurs privés ou publics, et avec un objectif

d'amélioration de l'état de conservation d'une population, d'une espèce ou d'un écosystème, répondant alors pleinement à la définition des translocations de conservation (IUCN/SSC 2013). Dans ce cas, le financement est crucial pour réaliser correctement la translocation dans ses différentes phases (Berger-Tal *et al.* 2020). Généralement, une translocation implique une phase de préparation (recherche d'informations sur la biologie de l'espèce, établissement du protocole, choix du site d'accueil), une phase de réalisation (déplacement des plantes avec les mottes, collecte des graines puis semis), avec éventuellement une phase *ex situ*, puis une phase de suivi des individus transloqués (IUCN/SSC 2013 ; Maschinski et Albrecht 2017 ; Commander *et al.* 2018). Elle implique tout un réseau d'acteurs : en France, les porteurs de projets soumettent leurs projets d'aménagement du territoire aux services instructeurs, qui demandent leur avis à différentes structures nationales (notamment le conservatoire botanique national pour la flore) avant de le soumettre aux services d'évaluation, puis (en cas d'avis positif) au préfet, qui décide de la poursuite du projet (Regnery 2017).

Cependant, malgré l'utilisation accrue de cette pratique de conservation (Fahselt 2007 ; Germano *et al.* 2015 ; Bradley *et al.* 2020), il existe peu ou pas d'informations sur la perception de la translocation par les acteurs de la conservation à l'échelle nationale. Le soutien du public est généralement plus élevé lorsqu'il est question de réintroduction de plantes, alors qu'une forte opposition locale peut émerger contre un projet de translocation animale (Klein et Arts 2022). Dans le cas de la translocation de plantes, il s'agit plutôt d'une sensibilisation du public pour éviter la dégradation de la population créée, ou d'inclure un acteur local dans la gestion de la population (Abeli *et al.* 2022). Ceci est assez surprenant car une telle opération comporte différents types de risques, qui sont généralement des risques biologiques, écosystémiques et logistiques et qui soulèvent des questions éthiques.

Les risques biologiques sont donc nombreux et importants et leur prise en compte est trop souvent négligée, alors qu'ils expliquent certains échecs de translocation (Fenu *et al.* 2019 ; Silcock *et al.* 2019). Les risques écosystémiques ne sont pas à négliger, puisque la translocation d'une population végétale correspond à une modification de la communauté végétale locale, induisant ainsi des changements dans les communautés d'insectes (Moir *et al.* 2012 ; Luong *et al.* 2019), la faune du sol (Hedde *et al.* 2017) et les champignons mycorhiziens associés (Downing *et al.* 2017). Les risques d'invasions biologiques lorsque la translocation est réalisée en dehors de sa zone de répartition doivent être évités (Schwartz 2005 ; Ricciardi et Simberloff 2009), ainsi que le risque de propagation de divers pathogènes, qui touche principalement les individus blessés ou affaiblis par la translocation (Zimmer *et al.* 2016). Plusieurs risques biologiques sont par exemple associés aux translocations de trop petites populations, comme l'effet Allee (diminution du taux de croissance de la population due à une faible densité) (Frankham *et al.* 2010), la dérive génétique (processus pouvant conduire à la perte d'allèles dans une population) (Van Rossum et Hardy 2020), l'auto-incompatibilité (processus empêchant la reproduction avec des individus trop proches génétiquement) (DeMauro 1993), ou encore la dépression de consanguinité (diminution du

succès reproducteur des individus due à la consanguinité) (Weeks *et al.* 2011). Par conséquent, il est souvent recommandé de fixer un nombre minimum d'individus à transloquer. Cette valeur minimale est souvent comprise entre 50 et 200 individus adultes selon les espèces et les études (Van Groenendael *et al.* 1998 ; Monks *et al.* 2012 ; Maschinski et Albrecht 2017). Ces risques expliquent aussi souvent le choix de réaliser des renforcements, c'est-à-dire des translocations dans des populations existantes de l'espèce. Cependant, ils peuvent être associés à un risque de dépression d'exogamie due à une trop grande distance génétique (Pekkala *et al.* 2012), mais aussi à une dilution de l'adaptabilité locale de la population indigène, ou à une rupture de complexes de gènes coadaptés (Edmands 1999). En règle générale, il est recommandé d'utiliser un matériel végétal diversifié pour favoriser la diversité génétique (Schäfer *et al.* 2020).

Il existe également des risques logistiques selon le protocole de translocation choisi pour déplacer les individus. Par exemple, lors d'un déplacement par motte de terre, il y a un risque d'abîmer voir de tuer les individus qui sont en bordure de la motte de terre. La localisation approximative des individus pendant la floraison en prévision d'une translocation plus tard dans la saison peut également conduire à la destruction d'individus. Enfin, le matériel végétal utilisé pour la translocation est parfois issu de collections *ex situ*, qui sont précieuses pour la restauration de certaines espèces (Abeli *et al.* 2020). Cependant, la culture des plantes en *ex situ* a souvent tendance à réduire la variabilité génétique (Basey *et al.* 2015), voire la capacité d'adaptation locale (Brancaleoni *et al.* 2018 ; Rushing *et al.* 2021), ce qui encourage l'utilisation de cette technique pour de courtes périodes.

Tous ces risques montrent que l'utilisation de la translocation végétale ne garantit pas le succès de la conservation des individus transloqués (Germano *et al.* 2015 ; Bradley *et al.* 2020). C'est une technique coûteuse qui donne actuellement peu de résultats probants (échecs peu publiés, attentes faibles en cas de succès) et qui varie selon les espèces (Fahselt 2007 ; Silcock *et al.* 2019). Cependant, tous ces risques ne sont pas connus par tous les acteurs, et la perception des risques dépend principalement de l'expérience personnelle, mais aussi de l'âge et des structures dans lesquelles ces acteurs travaillent (Wachinger *et al.* 2013). Ainsi, plusieurs questions éthiques émergent sur la pertinence de la translocation et elles se transforment parfois en défis lorsqu'il s'agit de migration assistée (Hewitt *et al.* 2011 ; Hajjar et Kozak 2015). Certains défendent ces techniques car les humains sont responsables de la situation actuelle, cette pratique compense donc certains de nos impacts (Vitt *et al.* 2016). D'autres pensent qu'il vaut mieux se concentrer sur l'arrêt des actions qui causent du tort, car ces techniques ne servent qu'à perpétuer nos habitudes actuelles (Filbee-Dexter et Smajdor 2019). De plus, il existe une barrière culturelle des acteurs de la conservation, elle est définie par Love Stowell et al. (2017) comme la réticence à effectuer un sauvetage génétique en raison de préoccupations concernant la pureté génétique ou l'intégrité génétique de l'espèce. De plus, il semble que plus la population source est éloignée génétiquement, plus la réticence à effectuer un sauvetage génétique serait grande, et il y a

également une réticence à établir des flux génétiques entre populations en fonction du contexte (Love Stowell *et al.* 2017). Cette réticence à établir des flux génétiques entre les populations a été démontrée dans le cadre d'une action de conservation en France pour *Arenaria grandiflora*. Alors qu'il est proposé de limiter la dépression de consanguinité d'*A. grandiflora* en mélangeant les populations, certains naturalistes ont exprimé des réticences par crainte de détruire l'intégrité génétique de la population (Maurice *et al.* 2013). Pourtant, malgré l'utilisation accrue de cette pratique motivée par la conservation de l'espèce cible, il existe étonnamment peu d'informations à l'échelle nationale sur la perception de la translocation par les acteurs impliqués dans cette technique. En effet, cette perception est susceptible d'influencer la décision de recourir à la translocation et les choix techniques effectués lors de la réalisation de cette opération sur des espèces souvent protégées.

L'objectif de notre travail est de déterminer les principales caractéristiques de la perception des translocations par les acteurs impliqués ou ayant connaissance de ces opérations réalisées en France. Seule une étude similaire a été réalisée en Australie auprès de personnes ayant déjà réalisé des translocations afin de déterminer les lignes directrices du suivi post-translocation (Hancock *et al.* 2014). Nous avons ici analysé les réponses de 401 répondants issus de différentes structures impliquées dans la préparation, la réalisation ou le suivi des translocations en France. Nous avons établi des groupes typologiques en fonction de leurs réponses, et nous avons comparé ces groupes en ce qui concerne le point de vue général sur les translocations, les conditions qui les rendent éthiquement acceptables, les choix de protocole, les obstacles à l'utilisation des analyses génétiques, le choix des indicateurs de suivi et ceux du succès de l'opération, et les alternatives à cette opération.

2. Matériel et méthodes

2.1. Conception et diffusion de l'enquête

Pour recueillir l'opinion des acteurs de l'environnement sur la pratique de la translocation de plantes, nous avons conçu une enquête abordant différentes questions : opinion générale sur la translocation, éthique, critères d'importance pour la translocation, et pour les personnes ayant déjà été impliquées dans des translocations, prise en compte de différents critères dans la translocation la plus récente à laquelle ils ont participé, et réalisation d'analyses génétiques. L'ensemble des questions est disponible dans le document supplémentaire 1. Les questions sont numérotées et nous y ferons référence dans cet article. Certaines questions ne s'adressaient qu'à une partie des répondants, selon s'ils avaient déjà participé ou non à un projet de translocation. Pour clarifier le déroulement de l'enquête, un graphique est disponible dans le document supplémentaire 2.

L'enquête a été diffusée en France par le biais de listes de diffusion par mail, de partage sur les réseaux sociaux et de diffusion sur des sites internet spécialisés. L'objectif était d'obtenir des réponses de

personnes travaillant dans des organismes variés et susceptibles d'avoir à faire avec les translocations végétales : laboratoires de recherche, bureaux d'études en environnement, conservatoires et espaces naturels, services instructeurs, sociétés d'aménagement du territoire, associations. Nous avons aussi cherché à atteindre des étudiants dans le domaine de l'environnement.

2.2. Tri des réponses

Les réponses brutes ont d'abord été triées : les doublons ont été supprimés (double soumission pour deux répondants), et certaines questions ont été codées de manière binaire (de Q3 à Q13 et de Q78 à Q83). Nous avons également fusionné deux blocs de questions : l'un s'adressait aux personnes ayant déjà été impliquées dans des translocations, et l'autre aux personnes n'ayant jamais été impliquées, mais ayant connaissance d'un projet. La formulation des questions était légèrement différente pour s'adapter aux répondants, mais le fond était identique. Il s'agit des questions Q26 à Q35.

Nous avons reclassé la question Q2 portant sur le niveau de connaissance des translocations de plantes : en effet, certaines réponses n'étaient pas cohérentes avec la question Q18 portant sur l'implication des répondants dans des projets de translocation. Nous avons considéré qu'une personne ayant répondu « Non » à la question Q18 n'était pas impliquée ponctuellement ou régulièrement (Q2). Au contraire, une personne qui a réalisé un grand nombre de translocations a été classée comme régulièrement impliquée. Ces changements ont été conservés pour toutes les analyses qui intègrent le niveau de connaissance des répondants.

Dans le profil du répondant, le département d'habitation du répondant a été demandé. Nous avons choisi de regrouper par région/pays pour réduire le nombre de réponses possibles. Nous avons également reclassé les organisations de travail en fonction de ce que les personnes ont répondu dans la catégorie « Autre ». Enfin, sur la base des analyses présentées, les questions de l'échelle de Likert ont parfois été modifiées pour passer aux catégories « pas d'accord/neutre/d'accord ».

2.3. Détermination des profils de répondants en fonction de leur opinion sur la translocation

Dans un premier temps, nous avons classé les répondants en fonction de leur opinion sur la translocation. Pour cela, nous avons utilisé 4 questions portant sur l'éthique (Q14 à Q17 ; échelle de 1 à 10), une question sur la fréquence d'utilisation des translocations (Q62 ; 5 réponses possibles), et 2 questions sur leur opinion de la pratique (Q63 et Q64 ; échelle de 0 à 10). Ces 7 questions permettent de connaître l'opinion du répondant, sans qu'une mauvaise expérience de translocation ne vienne biaiser son opinion car ce sont des questions générales.

Nous avons choisi d'effectuer une analyse des correspondances multiples (ACM), une analyse couramment utilisée pour les enquêtes qui permet de regrouper les répondants en fonction de leurs réponses. Nous avons recatégorisé les questions pour nous assurer que les catégories étaient

suffisamment représentées pour utiliser cette analyse. Pour les questions d'éthique, les catégories utilisées sont « Pas éthique » (1-3), « Neutre » (4-6), et « Éthique » (7-10) ; pour la question sur la fréquence d'utilisation, nous avons regroupé la modalité « Jamais utilisé » avec « Moins utilisé », et pour les 2 questions d'opinion, nous avons créé les catégories « Pas d'accord » (0-3), « Neutre » (4-6), et « D'accord » (7-10).

Nous avons ensuite effectué une classification ascendante hiérarchique (analyse des clusters), puis un partitionnement K-means pour regrouper les répondants ayant donné des réponses similaires. Cette analyse a permis de créer des clusters, qui sont utilisés dans les analyses ultérieures. Chaque cluster créé peut être décrit pour déterminer les modalités qui le représentent le mieux. Nous utilisons les catégories de profil des répondants comme variables supplémentaires pour chercher à savoir si certains aspects du profil (par exemple, la profession) permettent de prédire si un individu répond pour ou contre la pratique de la translocation. L'ACM et l'analyse des clusters ont été réalisées à l'aide des packages *factoMineR* et *factoextra* (Lê *et al.* 2008 ; Kassambara et Mundt 2020).

2.4. Détermination des profils de répondants en fonction de leur connaissance des translocations

Cette analyse s'est concentrée sur les répondants impliqués dans une translocation ou ayant eu connaissance d'un projet de translocation. La connaissance des translocations a été définie à l'aide de la question Q2. L'évaluation par les répondants des critères à prendre en compte lors des translocations a été définie à partir des questions portant sur les critères qui devraient être pris en compte lors d'un projet (Q26 à 35). Ces questions sont initialement notées de 0 (ne devrait jamais être pris en compte) à 10 (devrait être systématiquement pris en compte). Nous avons créé les catégories « Pas d'accord » (0-3), « Neutre » (4-6), et « D'accord » (7-10). Une ACM a été utilisée pour regrouper les répondants en fonction de leurs réponses aux questions. Ensuite, une classification ascendante hiérarchique a été effectuée pour regrouper les répondants en fonction de leurs réponses aux questions. Les variables du profil des répondants ont été utilisées comme variables supplémentaires pour déterminer si l'évaluation de la prise en compte des critères dépend des caractéristiques des répondants.

2.5. Effet de l'opinion des répondants sur la pratique sur l'évaluation de différents critères

À partir des groupes de répondants définis en fonction de leur opinion sur la translocation, nous souhaitons déterminer si leur opinion influence la façon dont ils répondent aux différentes questions. Le premier bloc de questions concerne la prise en compte des critères lors de la réalisation d'une translocation (Q26 à Q35), le deuxième bloc concerne l'évaluation des caractéristiques d'un projet de translocation auquel ils ont participé (Q36 à Q49 ; seuls les répondants qui ont déjà participé à ce projet ont répondu à ces questions), et le dernier bloc concerne l'opinion des répondants sur diverses déclarations (Q65 à Q69). Pour toutes ces questions, les répondants ont répondu sur une échelle de 0 à 10 (0 fortement en désaccord ; 10 fortement d'accord). Les réponses ne suivent pas une distribution

normale. Pour comparer les moyennes des trois groupes, nous effectuons un test non paramétrique de Kruskal-Wallis pour chaque question, suivi, s'il est significatif, d'un test post hoc de Dunn.

2.6. Importance des analyses génétiques dans les translocations

L'importance perçue de la diversité génétique pour la persistance des espèces (Q51) a été estimée. L'utilisation de l'analyse génétique dans les translocations a été estimée à l'aide de la question suivante : « Avez-vous déjà incorporé une analyse génétique dans vos projets de translocation ? » (Q49). Le nombre d'observations étant différent selon l'effet fixe étudié, plusieurs modèles à effet fixe unique ont été construits puis comparés à un modèle nul avec le même nombre d'observations. Pour les trois modèles, les effets aléatoires sont l'organisation et l'opinion du répondant. Les effets fixes des 3 modèles comprennent respectivement comme variable le temps (Q66 : les analyses génétiques sont trop longues), le coût (Q67 : les analyses génétiques sont trop coûteuses) et la familiarité (Q56 à Q60 : variable construite à partir de 5 questions sur la familiarité avec la génétique, considérant une moyenne de la familiarité avec les différentes analyses génétiques présentées). Les variables aléatoires sont indépendantes, normales et centrées. Les variables résiduelles sont indépendantes et suivent une distribution normale. Les packages *lme4* et *performance* ont été utilisés pour construire les modèles et tester les hypothèses (Bates *et al.* 2015 ; Lüdecke *et al.* 2021).

Les attentes des gestionnaires lorsqu'ils travaillent avec un expert en génétique de la conservation ont été estimées à partir des questions Q51 à 54. Les pourcentages des réponses possibles ont été estimés en les pondérant par le nombre de réponses cochées par le répondant.

2.7. Critères de réussite d'une translocation

Nous avons demandé aux personnes interrogées de classer 7 critères permettant de mesurer le succès d'une translocation : 1 étant le plus pertinent et 7 le moins pertinent. S'agissant d'un classement ; nous avons éliminé de l'analyse les répondants qui classaient 2 critères ou plus de manière égale. Les réponses de 134 personnes sont retenues et analysées ici. Pour déterminer un classement des critères du plus au moins pertinent pour l'ensemble des répondants, nous avons additionné les rangs donnés par chaque répondant. Le critère ayant le score le plus bas est celui considéré comme le plus pertinent. Pour déterminer si les différences entre les scores des critères sont significatives, nous effectuons un test de Friedman, qui est utilisé pour comparer des distributions non normales avec des échantillons appariés. Un répondant ne peut pas donner le même score à plusieurs critères, les critères sont donc bien appariés. Après le test de Friedman, nous effectuons un test post-hoc de Conover. Ce test indique les différences entre les critères.

Ensuite, nous avons voulu déterminer si ce classement diffère en fonction du profil du répondant. Pour déterminer s'il existe des différences entre les groupes favorables et défavorables, nous avons effectué

des tests de Wilcoxon afin de comparer les distributions de chacun des critères. Pour les organisations dans lesquelles les répondants travaillent, nous avons effectué des tests de Kruskal-Wallis en comparant les distributions de chaque critère pour 3 catégories composées de plus de 20 répondants : bureau d'études en environnement, laboratoire de recherche, conservatoire et espaces naturels. Enfin, nous analysons la question ouverte « quels sont les critères de réussite non mentionnés précédemment que vous jugez pertinents ? ». Pour cela, nous classons les réponses ouvertes données et discutons ces réponses.

2.8. Comment la pratique de la translocation est-elle perçue par les répondants ?

À travers les questions « dans la pratique actuelle, comment sont réalisées les translocations ? » et « Quelles sont les alternatives à la translocation ? », nous regardons quelles modalités les répondants ont choisies sans distinction de groupe, puis en fonction de leur appartenance à un groupe, et de leur travail. Dans ces 2 questions, les répondants avaient le choix entre plusieurs modalités, sans limite de choix. Afin de donner le même poids à chaque répondant, chaque réponse d'un répondant vaut 1 divisé par le nombre total de réponses du répondant. Nous faisons ensuite des pourcentages pour déterminer un classement des réponses les plus fréquemment choisies.

3. Résultats

3.1. Profil des répondants

Tableau 3 : Profil des répondants à l'enquête

Catégories	Nombre	Pourcentage
Organisme de travail	401	
Associations naturalistes	41	10.22
Botanistes	11	2.74
Bureaux d'études en environnement	83	20.70
Conservatoires et espaces naturels	76	18.95
Collectivités locales	24	5.99
Entreprises d'aménagement du territoire	10	2.49
Étudiant en environnement	21	5.24
Laboratoires et universités	66	16.46
Services instructeurs	22	5.49
Autre	22	5.49
Sans réponse	25	6.23
Âge	401	
18-25	39	9.73
26-35	106	26.43
36-50	129	32.17
51-60	54	13.47
>60	61	15.21
Sans réponse	12	2.99

Niveau d'études	401	
Pas de diplôme	1	0.25
Baccalauréat	13	3.24
BTS, licence	54	13.47
Master, ingénieur	242	60.35
Doctorat	82	20.45
Sans réponse	9	2.24
Genre	401	
Femme	137	34.16
Homme	225	56.11
Autre	2	0.50
Sans réponse	37	9.22
Adhérent à une association dans l'environnement	401	
Oui	284	70.82
Non	115	28.68
Sans réponse	2	0.50
Membre d'un comité scientifique	401	
Oui	38	9.48
Non	358	89.28
Sans réponse	5	1.25
Lieu de vie	401	
Centre-ville	108	26.93
Périphérie	89	22.19
Village / Campagne	182	45.39
Sans réponse	22	5.49
Région	401	
Auvergne-Rhône-Alpes	44	10.97
Bourgogne-Franche-Comté	20	4.99
Bretagne	20	4.99
Centre-Val de Loire	4	1.00
Corse	5	1.25
Grand Est	15	3.74
Hauts-De-France	39	9.73
Île-de-France	29	7.23
Normandie	11	2.74
Nouvelle-Aquitaine	26	6.48
Occitanie	65	16.21
Pays de la Loire	15	3.74
Provence-Alpes-Côte d'Azur	48	11.97
DOM	22	5.49
Autres territoires d'outre-mer	3	0.75
Suisse	12	2.99
Autres pays	3	0.75
Sans réponse	22	5.49

Au total, 401 personnes ont répondu à l'enquête (Tableau 3). Provenant d'une grande variété de régions françaises (et de quelques pays voisins, notamment la Suisse), la majorité des répondants ont entre 26 et 50 ans (>58%), ont un niveau d'études supérieures au moins égal à master/ingénieur (>80%), viennent pour moitié de la ville ou de la campagne. Ce sont en majorité des hommes (>56%), et sont généralement

membres d'une association environnementale (>70%), mais pas d'un comité scientifique (>89%). 224 répondants avaient déjà été impliqués dans un projet de translocation et 106 personnes n'avaient jamais été impliquées, mais avaient entendu parler d'un projet particulier. Sur ces 106 personnes, 6,6% ont appris l'existence du projet de translocation par un média local, 31,1% par un média spécialisé, 50,9% par une association naturaliste, 0,9% par un affichage en mairie, 36,8% par le bouche-à-oreille et 10,4% par les réseaux sociaux. Enfin, 71 répondants n'ont jamais eu connaissance d'une opération de translocation (17.7%).

3.2. Détermination des profils des répondants en fonction de leur opinion sur la translocation

L'inertie totale est de 3 ; l'axe 1 explique 0,49 soit 16,3%, tandis que l'axe 2 explique 0,35 soit 11,6%. Ensemble, ils expliquent 27,8% des variations observées. Les 2 axes représentent bien les questions Q15 et Q16. Les questions Q62 et Q63 sont bien représentées par l'axe 1, tandis que la question Q14 est assez bien représentée par l'axe 2.

Les graphiques A et B (Figure 12) représentent la distribution des individus en fonction de 2 questions ayant participé à la construction des axes (Q62 et Q15). Une séparation est visible sur la dimension 1 entre les personnes qui pensent que les translocations devraient être plus utilisées (à gauche) et celles qui pensent qu'elles devraient être moins utilisées (à droite). Sur le graphique B, on peut voir que la séparation va dans la même direction pour les modalités éthique / non éthique. Il semble que les personnes qui ont répondu que les translocations devraient être moins utilisées sont plus susceptibles de considérer que les translocations ne sont pas une pratique éthique. Les graphiques des 5 autres questions qui ont été utilisées pour construire les axes ne sont pas montrés ici, mais le schéma de tous ces graphiques est le même. L'axe 1 semble donc séparer les individus en faveur des translocations à gauche et les individus contre les translocations à droite. Sur l'axe 2, il y a une séparation des individus qui ont souvent répondu qu'ils ne savaient pas, en haut du graphe.

Dans le graphique C, nous avons représenté les organisations où travaillent les différents répondants. Cette variable supplémentaire ne semble pas prédire les réponses obtenues puisque les ellipses sont presque toutes regroupées au centre du graphique. Les botanistes se détachent sur la gauche ; il semble qu'ils aient donné plus de réponses en faveur de la translocation.



Figure 12 : Graphes des individus. Les dimensions 1 et 2 ont été construites à partir de 7 questions pour connaître l'opinion des répondants (Q14 à Q17, Q62 à Q64). A : Individus colorés selon la variable « Pensez-vous que les translocations devraient être… ». B : Individus colorés selon la variable « Pensez-vous qu'il est éthique de transloquer des espèces rares ou menacées ? ». C : Individus colorés selon la variable supplémentaire « Où travaillez-vous ? ». D : Partitionnement des individus selon la classification ascendante hiérarchique.

Les répondants sont classés en 3 groupes en utilisant une classification ascendante hiérarchique et un partitionnement K-means (Figure 12D). L'analyse indique que les 7 questions sélectionnées

caractérisent bien les groupes (test du Chi² avec une valeur p < 1e-9). Nous définissons 3 groupes que nous pouvons décrire grâce à leurs réponses :

- Le groupe des favorables/satisfaits (n=200) : ces répondants ont majoritairement répondu que les translocations sont éthiques, quelle que soit la situation. Ils sont d'accord avec la proposition « La translocation est un bon outil de conservation ». Les personnes de ce groupe ont répondu que les translocations devraient être utilisées davantage ou comme elles le sont actuellement.
- Le groupe des indécis (n=20) : ces répondants n'ont pas exprimé d'opinion sur la plupart des questions étudiées (NA ou neutre).
- Le groupe des défavorables (n=181) : ce groupe se caractérise par le fait que ces répondants pensent que les translocations devraient être moins utilisées. Ils sont neutres ou pensent que la translocation n'est pas éthique dans toutes les situations. Ils ne sont pas d'accord avec la proposition « La translocation est un bon outil de conservation ».

Les profils des répondants, en variables supplémentaires, ne permettent pas de distinguer clairement les groupes. Néanmoins, certaines tendances se dégagent (tableau détaillé dans le document supplémentaire 3) : les répondants ayant un niveau de formation « BTS, Licence », la tranche d'âge 18-25 ans, les résidents suisses, ainsi que les personnes travaillant comme botanistes et les étudiants en environnement sont plus présents dans le groupe des répondants favorables/satisfaits. Dans le groupe des défavorables, les personnes travaillant dans les conservatoires et les espaces naturels, la tranche d'âge 26-35 ans et les répondants ayant un niveau de formation « Master, ingénieur » sont plus présents.

Parmi les personnes travaillant dans les bureaux d'études environnementales, 38,6% sont rattachées au groupe favorable/satisfait et 53% au groupe défavorable. Les pourcentages sont similaires pour les conservatoires et espaces naturels avec 37,7% de personnes rattachées au groupe favorable/satisfait et 59,7% au groupe défavorable. En revanche, les rapports sont équilibrés pour les personnes travaillant dans la recherche avec 50% de favorables/satisfaits contre 43,9% de défavorables, ainsi qu'aux associations naturalistes (48,8% de favorables/satisfaits contre 46,3% de défavorables). Les rapports sont inversés pour les collectivités locales (62,5% favorables/satisfaits contre 33,3% défavorables) et les services instructeurs (57,0% favorables/satisfaits contre 42,9% défavorables), mais il faut noter que pour ces 2 groupes, les effectifs sont faibles (voir Tableau 3).

3.3. Détermination des profils des répondants en fonction de leur connaissance des translocations

L'inertie de la perception des critères considérés lors des translocations est partiellement expliquée par la dimension 1 (25,8%) et par la dimension 2 (10,7%) de l'ACM. La dimension 1 est liée à toutes les variables avec une inertie minimale de 0,6. La dimension 2 est liée à tous les critères, bien que les critères Q26 et Q31 sont moins bien représentés par cet axe, avec une inertie inférieure à 0,25. La classification

ascendante hiérarchique propose trois groupes de répondants qui ne correspondent pas au niveau de connaissance des translocations (Tableau 4). La perception des critères pris en compte dans les translocations ne semble pas être liée au degré d'implication des répondants.

Tableau 4 : Répartition des répondants en fonction de leur perception des critères pris en compte dans les protocoles et de leur niveau de connaissance des translocations.

Niveau de connaissance des répondants	**Groupe 1 : les répondants considèrent que le critère est pris en compte**	**Groupe 2 : les répondants considèrent que le critère n'est pas pris en compte**	**Groupe 3 : Les répondants sont sans réponse**
Entendu parlé	70	32	51
Jamais entendu parlé	3	0	21
Ponctuellement impliqué	77	76	13
Régulièrement impliqué	34	24	0

3.4. Effet de l'opinion des répondants de la pratique sur l'évaluation de différents critères

Des différences significatives sont révélées pour les questions Q29, Q37, Q38, Q39, Q40, Q42, Q43, Q46 et Q69 (détails des questions dans le Tableau 5 avec tests de Kruskal-Wallis). Parmi le bloc de questions sur la prise en compte de différents critères lors d'une translocation, les 3 groupes ont donné des réponses similaires, à l'exception de la question Q29. Les répondants du groupe « favorable/satisfait » ont considéré le critère suivant « La population présente sur le site d'accueil est très importante » comme étant plus important que les répondants du groupe « défavorable ».

Le deuxième bloc de questions porte sur l'examen des caractéristiques d'une translocation particulière. Seule une partie des personnes interrogées qui ont déjà participé à une translocation répondent à ces questions, nous nous concentrons donc sur ces 224 personnes. Les répondants du groupe « favorable/satisfait » ont jugé que la faisabilité, la connaissance de la biologie et de l'écologie, les chances de survie des individus, la disponibilité du retour d'information et l'état de la population après la translocation étaient des critères mieux considérés que les translocations effectuées par les répondants du groupe « défavorable ». En ce qui concerne l'attrait du site de translocation, une différence est détectée pour le groupe des indécis, qui se distingue des deux autres groupes. La Figure 13 représente les valeurs moyennes de chaque groupe pour les critères pour lesquels une différence significative a été détectée.

Dans le dernier bloc d'affirmations, seule l'affirmation « Une translocation sur mon terrain augmenterait sa valeur financière » distingue les groupes 1 et 3, avec le score le plus élevé pour « favorable/satisfait ».

Tableau 5 : Résultats des tests de Kruskal-Wallis et de Dunn. Dans les tests de Dunn, 1 correspond au groupe des favorables/satisfaits, 2 aux indécis et 3 aux défavorables. Nous ne présentons pas les questions pour lesquelles le test de Kruskal-Wallis n'était pas significatif. Les résultats significatifs pour les tests de Dunn sont en gras.

Question testée	**Résultat du test de Kruskal-Wallis**	**Résultats du test de Dunn (Z ; P.adj)**
Q29 – Des individus de la même espèce sont présents en nombre sur le site d'accueil	KW Chi² = 6.23; df = 2; p-value = 0.04	1 - 2 : 0.65; 1.00 **1 - 3 : 2.49; 0.04** 2 - 3 : 0.33; 0.74
Q37 – Faisabilité	KW Chi² = 12.62; df = 2; p-value = 0.002	1 - 2 : -0.26; 0.80 **1 - 3 : 3.39; 0.002** 2 - 3 : 1.74; 0.16
Q38 – Connaissance de la biologie et de l'écologie de l'espèce	KW Chi² = 8.69; df = 2; p-value = 0.013	1 - 2 : 0.04; 0.97 **1 - 3 : 2.88; 0.01** 2 - 3 : 1.21; 0.45
Q39 – Chances de survie des individus à la translocation	KW Chi² = 14.02; df = 2; p-value = 9e-4	1 - 2 : -0.21; 0.83 **1 - 3 : 3.59; 1e-3** 2 - 3 : 1.80; 0.14
Q40 – Disponibilité de retours d'expérience des translocations antérieures	KW Chi² = 11.92; df = 2; p-value = 0.003	1 - 2 : 1.92; 0.11 **1 - 3 : 3.23; 0.004** 2 - 3 : -0.55; 0.58
Q42 – Statut de la population après la translocation	KW Chi² = 9.78; df = 2; p-value = 0.008	1 - 2 : 1.50; 0.27 **1 - 3 : 3.02; 0.008** 2 - 3 : -0.16; 0.87
Q43 – Attrait récréatif du site après la translocation	KW Chi² = 10.11; df = 2; p-value = 0.006	**1 - 2 : 3.11; 0.006** 1 - 3 : 1.27; 0.20 **2 - 3 : -2.59; 0.02**
Q46 – Pertinence des critères de sélection du site hôte	KW Chi² = 10.30; df = 2; p-value = 0.006	1 - 2 : 0.56; 0.58 **1 - 3 : 3.20; 0.004** 2 - 3 : 0.86; 0.78
Q69 – Une translocation sur mon terrain augmenterait sa valeur financière	KW Chi² = 15.26; df = 2; p-value = 0.0005	**1 - 2 : 2.68; 0.015** **1 - 3 : 3.33; 0.003** 2 - 3 : -1.38; 0.17

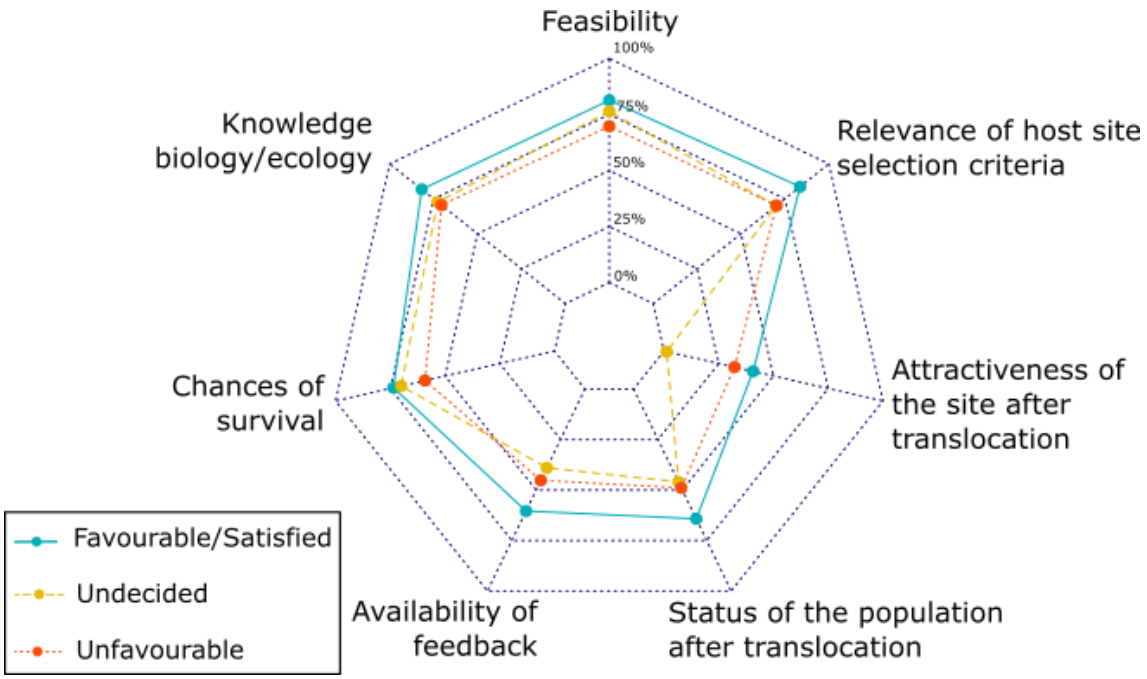


Figure 13 : Graphe en radar du score moyen donné par les répondants de chaque groupe. Les caractéristiques présentées ici sont toutes significatives.

3.5. Analyses génétiques

14,67% des répondants impliqués dans des projets de translocation ont intégré des analyses génétiques (n=224). 39,97% des répondants indiquent que la persistance d'une espèce dépend en partie de sa diversité génétique (n=224). Ceux qui ont intégré des analyses génétiques se trouvent principalement dans la catégorie conservatoires et espaces naturels (45%) et dans la catégorie laboratoire de recherche/université (24%). La majorité des répondants n'ayant pas intégré d'analyses génétiques sont défavorables à la translocation (57%) et la majorité des répondants ayant intégré des analyses génétiques sont favorables à la translocation (63,6%). L'ajout de la variable Q67 au modèle nul ne contribue pas au modèle amélioré qui explique la probabilité p que le répondant ait incorporé des analyses génétiques (Pchisq=0.12 ; n=143). L'ajout de la variable Q66 au modèle nul ne contribue pas à un modèle amélioré qui explique la probabilité p que le répondant intègre des analyses génétiques (Pchisq=0.19 ; n=135). L'ajout de la variable familiarité avec la génétique montre qu'elle contribue à améliorer le modèle qui explique la probabilité p que le répondant ait intégré des analyses génétiques (Pchisq=0.018 ; n=176 ; pente=1.24 ; p-value de la pente=0.022). Lors de la collaboration avec un expert pour intégrer des analyses génétiques (n=218), 19,03% des répondants s'attendaient à ce que l'expert détermine les génotypes des individus, 7,8% des répondants s'attendaient à ce que l'expert analyse les données brutes, 47,48% des répondants s'attendaient à ce que l'expert discute avec eux des implications des résultats sur le projet de translocation et 25,69% des répondants n'ont pas fait de commentaire.

3.6. Critères de réussite d'une translocation

Le classement obtenu avec les 134 répondants, du plus au moins pertinent, est le suivant : nouvelle génération (score = 442), résilience (score = 463), nombre de nouveaux individus (score = 527), nombre d'individus en fruit (score = 547), diversité génétique (score = 564), nombre d'individus présents (score = 581), nombre d'individus en fleur (score = 581). Afin de déterminer s'il existe réellement une différence de classement entre ces critères, nous avons effectué un test de Friedman, qui s'avère être significatif (Chi² de Friedman=40,4 ; df=6 ; p-value=3,8e-7). Le test post-hoc de Conover indique que les critères « établissement d'une nouvelle génération » et « résilience » se distinguent des autres groupes, avec des valeurs plus faibles, ce sont donc des critères considérés comme plus pertinents. Au contraire, les critères « nombre d'individus présents » et « nombre d'individus en fleur » obtiennent des scores plus élevés et sont donc considérés comme moins pertinents. Les autres critères se situent dans une position intermédiaire (Figure 14).

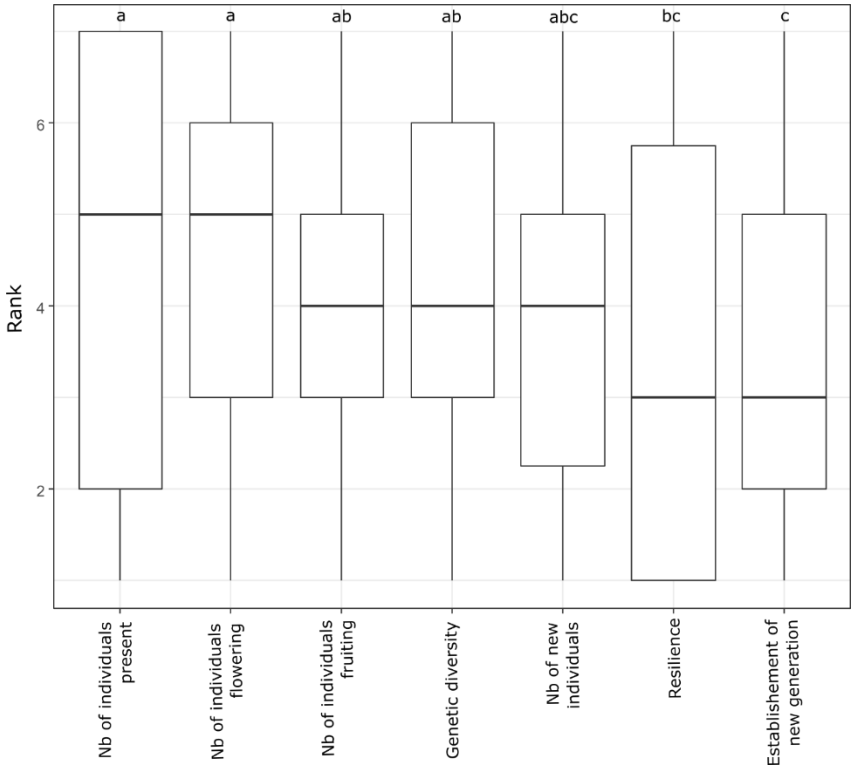


Figure 14 : Boxplots des scores moyens attribués aux différents critères de réussite. Plus le rang est bas, plus le critère est jugé important. Les lettres correspondent aux résultats du test post-hoc de Conover.

Nous déterminons ensuite s'il existe une différence entre les groupes pour chacun des critères (n=64 pour les deux groupes principaux). Pour le critère « résilience », nous observons une légère différence entre les deux groupes (W=1662 ; p-value=0.062) : la résilience semble moins bien classée pour le groupe des défavorables. Les faibles effectifs des organismes où travaillent les répondants ne permettant pas d'identifier des différences de répartition pour les critères, même si des tendances sont visibles (n=25

pour les bureaux d'études en environnement, n=33 pour les conservatoires et espaces naturels et n=22 pour les laboratoires de recherche). Pour le nombre d'individus en fruit, les laboratoires de recherche semblent avoir tendance à lui accorder moins d'importance que les conservatoires notamment (KW Chi^2=4,74; df=2 ; p-value=0,093), alors que l'établissement d'une nouvelle génération a tendance à être particulièrement plus important pour les laboratoires (KW Chi^2=5,40 ; df=2 ; p-value=0,067).

En plus des critères à classer, les répondants ont exprimé ce qu'ils pensaient être de bons critères de réussite. Différentes idées ont émergé de ces réponses, ne correspondant pas toujours à des critères. Un nombre important de répondants ont mentionné la durée du suivi (n=73), qui est importante pour observer la dynamique et voir l'évolution des individus transloqués. La plupart des répondants ont indiqué que ce suivi devait se faire sur le moyen ou le long terme. Les répondants ont donné différents critères qui peuvent être regroupés en indices sur les individus (mesure de la survie, surface foliaire, état de santé ; n=40), sur les populations (dynamique, expansion, structure ; n=79) et les communautés (interactions interspécifiques, herbivorie, équilibre avec les autres espèces ; n=82). À noter que le lien avec l'homme est parfois mentionné (services écosystémiques, maîtrise du foncier, soutien du public ; n=10) et la gestion (gestion à long terme ou, au contraire, capacité de la population à se maintenir sans gestion ; n=11). Enfin, quelques répondants ont indiqué que la comparaison de la population transférée avec une population témoin (n=5) serait intéressante.

3.7. Comment la pratique de la translocation est-elle perçue par les répondants ?

Les répondants perçoivent les translocations principalement comme une atténuation des impacts lors de projets de développement (19,6%) et comme un sauvetage d'individus (18,8%), quel que soit le profil du répondant (Figure 15). Cependant, les autres possibilités de réponses varient selon les répondants : dans le groupe favorable/satisfait, les répondants voient les translocations comme un moyen d'améliorer l'état de conservation d'une population (13,8%) et d'une espèce (13,5%), alors que dans le groupe défavorable, la proposition arrivant en troisième position est la réorganisation de la nature en faveur des activités humaines (15,3%). Des différences sont également perceptibles au niveau de l'organisation dans laquelle travaillent les répondants. Par exemple, les répondants travaillant dans la recherche pensent que la translocation peut être assimilée à une aide à l'adaptation au changement climatique (7,8% contre 5,1% pour la moyenne), tandis que ceux travaillant dans les bureaux d'études environnementales classent beaucoup moins souvent la translocation comme pouvant améliorer l'état de conservation de l'espèce (8,1% contre 10,8%).

En ce qui concerne les alternatives à la translocation dans le cas de l'aménagement du territoire (Figure 15), il n'est pas surprenant que les répondants pensent que l'évitement total est préférable (40%), suivi par la réduction de l'impact (30%). Les résultats sont à peu près les mêmes dans tous les groupes. Cependant, les aménageurs et les bureaux d’études en environnement se distinguent, avec seulement

32% de réponses en évitement chacun. Parmi les méthodes de compensation proposées, 16% des répondants estiment que la gestion appropriée d'une population de l'espèce impactée est préférable. Viennent ensuite le financement d'un projet de connaissance de l'espèce (6%), la culture *ex situ* (6%) et enfin, le recours à une banque de compensation (3%). Quelques groupes se distinguent : les répondants des bureaux d'études placent la réduction comme alternative préférée (39%) devant l'évitement (32%), et les aménageurs choisissent souvent la culture *ex situ* (20% contre 6% pour le total).

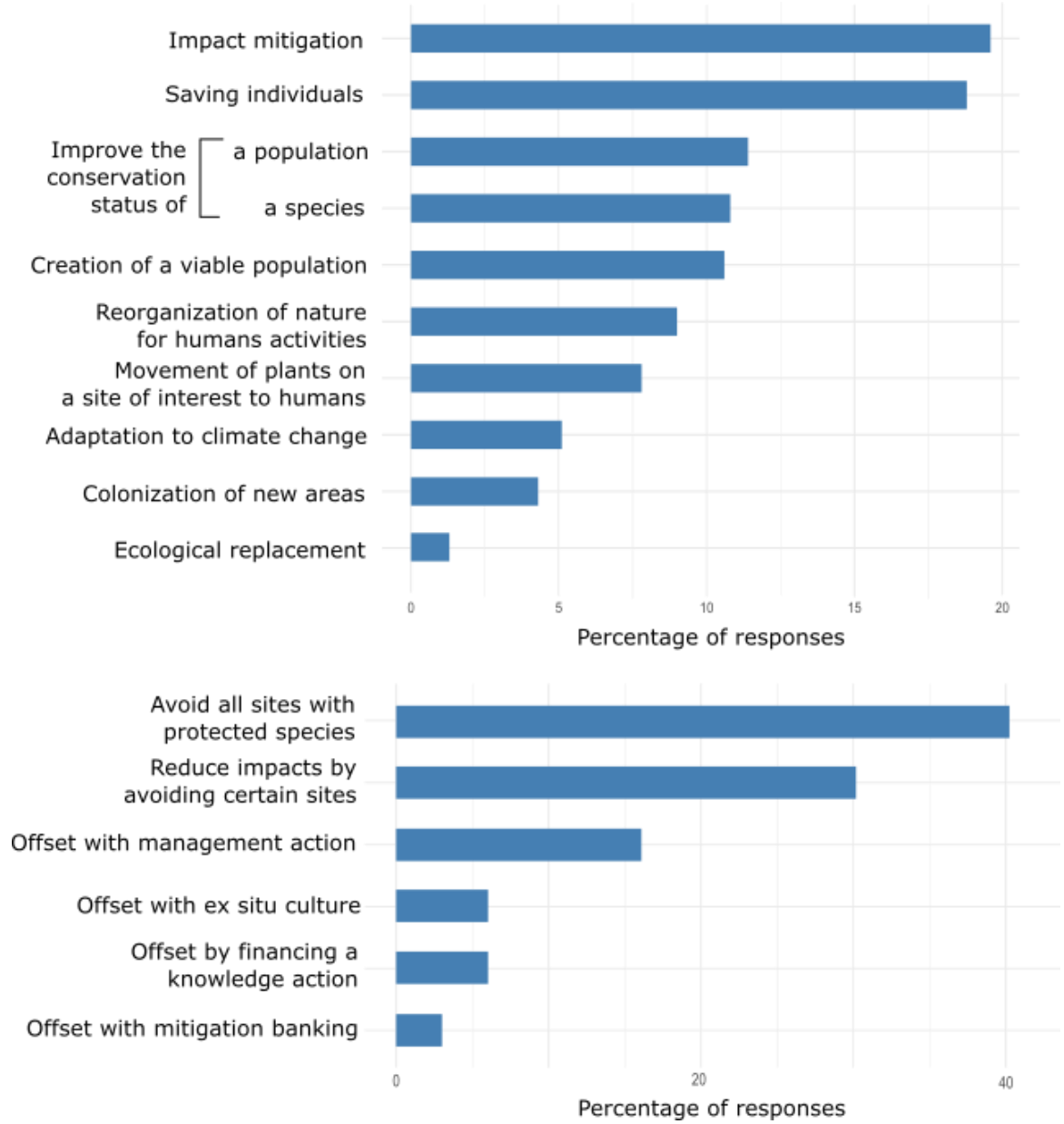


Figure 15 : En haut, pourcentage de réponses pour chaque possibilité dans la question sur ce à quoi ressemble la translocation dans la pratique actuelle. En bas, pourcentage de réponses pour chaque possibilité de la question sur les alternatives possibles à la translocation. Les réponses ont été pondérées pour donner un poids égal à chaque répondant.

3.8. Informations complémentaires

Tout au long du questionnaire, nous avions prévu des espaces d'expression libre pour permettre aux répondants de compléter leurs réponses. Nous avons recueilli 47 témoignages : les répondants que nous avons classés dans le groupe défavorable ont plus souvent donné leur avis (16,6%) par rapport au groupe favorable/satisfait (6%), mais moins que ceux du groupe indécis (25%). Un certain nombre d'idées sont fréquemment mentionnées dans ces témoignages. Dix répondants déclarent que leurs réponses dépendent de l'objectif du projet de translocation : une translocation pour l'aménagement du territoire semble moins acceptable que pour un projet de conservation des espèces. Trois répondants ont mentionné que les translocations sont acceptables, mais seulement en dernier recours. Les répondants opposés à la translocation ont souvent exprimé des positions fortes telles que « ce ne sont que des prétextes à la destruction », « des leurres pour valider des aménagements », « pour se donner bonne conscience », ou par la comparaison des translocations avec « une bouée de sauvetage ». Par ailleurs, ces témoignages donnent également une idée des conditions de réalisation des translocations réglementaires : la maîtrise du foncier peut être un frein, le bureau d'études ayant peu de marge de manœuvre pour choisir un site d'accueil avec un habitat similaire à celui du site détruit, et les contraintes de temps sont importantes, les protocoles étant parfois réalisés « dans l'urgence ». Même s'il existe des différences dans le fonctionnement des bureaux d'études, les contraintes financières, qui limitent notamment le suivi post-translocation, sont également souvent évoquées. Ce point de vue n'est cependant pas partagé par tous, un avis évoquant une obligation de résultats de la part du bureau d'études et une obligation de moyens de la part du maître d'ouvrage. Enfin, de nombreux acteurs dénoncent les dérives possibles d'un recours excessif aux translocations : proposer une translocation pourrait faciliter l'acceptation d'un projet d'aménagement, même s'il n'y a aucune garantie de réussite de la translocation.

La zone d’expression libre portant sur les raisons pour lesquelles les acteurs de la conservation ont ou n'ont pas intégré les analyses génétiques apporte quelques précisions. Les répondants ont intégré des analyses dans différents objectifs : évaluation du risque d'hybridation (n=2), de l'unité de conservation (n=2), de la pertinence de la translocation (n=1), ou de la possibilité d’un mélange de populations (n=6), clarification de la taxonomie (n=2), caractérisation des populations (n=1), conservation de la diversité génétique (n=1). D’autres répondants indiquent n’avoir pas inclus d’analyses génétiques pour différentes raisons : elles n’ont pas été jugées nécessaires au projet (n=6), l’espèce n’est pas rare (n=4), absence ou difficulté à faire un partenariat avec la recherche universitaire (n=6), temps d’analyse long (n=4), manque d’expertise (n=5), coût trop élevé (n=16).

4. Discussion

Tout d'abord, nous avons pu établir l'existence de trois types d'attitudes envers la translocation de plantes : 1) le groupe des favorables et des satisfaits (50% des répondants), 2) le groupe des défavorables (45%) et 3) le groupe des indécis (5%). L'origine du groupe des défavorables peut s'expliquer par une opposition personnelle au réaménagement de la nature en faveur des activités humaines (comme le suggèrent les témoignages dans les espaces d'expression libre) et/ou l'expérience d'une translocation ayant abouti à un échec. Dans le cas de la séquence ERC, les translocations pourraient être considérées comme un manque de motivation pour « éviter ». L'évitement contraint davantage les opérations du projet et les intérêts économiques à court terme du propriétaire du projet par rapport à l'étape de réduction (Bigard *et al.* 2017), ou dans le cas de la translocation, l'étape de l'accompagnement. Un avis défavorable peut également être lié à la connaissance ou à l'implication du répondant dans un projet de translocation avec un protocole de mauvaise qualité. Julien et al. (2022) ont mis en évidence que les protocoles de translocation soumis à dérogation dans le cadre de la législation française sont de mauvaise qualité, par exemple, les informations sur la biologie ou l'écologie sont mal renseignées et les questions liées à la génétique ne sont jamais abordées. Il est intéressant de noter que ces trois groupes se retrouvent dans chacune des organisations des répondants. En d'autres termes, il n'y a pas d'organisations clairement opposées ou clairement favorables à la translocation (bien que les autorités locales et les services instructeurs aient tendance à être plus favorables). Ainsi, le fait d'être chercheur, dans une association naturaliste ou dans un conservatoire/espace naturel ne préjuge pas de l'attitude à l'égard de la translocation, les partisans comme les opposants à cette technique étant présents dans chaque structure interrogée. Les translocations impliquent une diversité d'acteurs et une approche interdisciplinaire, ce qui suggère que les facteurs biologiques et/ou techniques ne sont pas les seuls à influencer le résultat des translocations (Reading *et al.* 2002). Ainsi, la coordination entre les parties prenantes (Clark et Westrum 1989), la prise en compte des aspects sociaux (Reading *et al.* 1997), et le respect du cadre légal (Morris 1986) doivent également être pris en compte pour déterminer le succès d'une opération de translocation.

Cependant, les opinions favorables se retrouvent plutôt chez les botanistes et étudiants en environnement et les personnes moins instruites, alors que les opinions défavorables se retrouvent chez les répondants plus âgés et plus instruits travaillant dans les conservatoires et les espaces naturels. Ainsi, plusieurs aspects sociaux des acteurs, tels que l'âge, le niveau d'éducation et l'implication professionnelle dans la conservation, sont des facteurs qui réduisent l'acceptation de l'intérêt de cette technique (Reading *et al.* 1997), ce qui suggère une reconnaissance progressive des risques associés. En revanche, les groupes de répondants en fonction de la prise en compte de critères ne correspondent pas au niveau de connaissance sur les translocations.

Différentes perceptions parmi les groupes sur les protocoles de translocation et les analyses génétiques

Les perceptions sur les protocoles de translocation diffèrent entre les répondants favorables et défavorables. Les chances de survie des individus transférés, la faisabilité, le transfert dans une zone protégée, la disponibilité d'informations sur les translocations antérieures de la même espèce, la pertinence du choix du site d'accueil, la connaissance de la biologie de l'espèce transloquée et la présence de l'espèce sur le site d'accueil présentent des différences significatives de perception (classées ici de la plus grande à la plus petite différence) entre ces deux groupes. Les groupes de personnes favorables/satisfaites ont des niveaux d'acceptation plus faibles que les groupes de personnes défavorables. Le groupe des indécis ne diffère curieusement des deux autres que sur la question de l'attrait récréatif du site après la translocation. Nombre de ces arguments se retrouvent dans des études antérieures (Fischer et Lindenmayer 2000 ; Fahselt 2007 ; Guerrant et Kaye 2007 ; Albrecht et Maschinski 2012 ; Brichieri-Colombi et Moehrenschlager 2016 ; Godefroid *et al.* 2016 ; Silcock *et al.* 2019 ; Diallo *et al.* 2021 ; Julien *et al.* 2022). Les chances de survie des individus transloqués sont également le principal argument pour les translocations en Chine et en Australie (Griffith *et al.* 1989 ; Liu *et al.* 2015). Le choix du site d'accueil est considéré comme la possibilité de créer de nouvelles connexions écologiques entre deux populations d'une espèce afin de favoriser les flux de gènes (Bottin *et al.* 2007).

Comme cela a été observé pour les actions de gestion réalisées pour la conservation *in situ* des plantes (Ducrettet *et al.* soumis), il existe un décalage entre la perception des analyses génétiques et la véritable intégration de ces analyses génétiques dans les projets de translocation. En effet, 40% des répondants reconnaissent l'importance de la diversité génétique pour la persistance à long terme des populations, mais seulement 15% des répondants impliqués dans un projet de translocation ont considéré les analyses génétiques avant la translocation. L'intégration des analyses génétiques est fortement liée à la familiarité avec le concept de génétique plutôt qu'à une perception négative du coût financier et du temps que prennent les analyses génétiques. De plus, les répondants travaillant dans des conservatoires, des espaces naturels et dans la recherche académique ont une meilleure appréciation des analyses génétiques, un biais déjà constaté dans une étude similaire en Nouvelle-Zélande (Taylor *et al.* 2017). Enfin, les arguments invoqués contre les analyses génétiques sont similaires à ceux énoncés dans d'autres études réalisées dans d'autres pays : le manque de formation des gestionnaires en génétique de la conservation, l'appréciation de l'intérêt de son intégration, le financement ou la durée des analyses (Vernesi et Bruford 2009 ; Pierson *et al.* 2016 ; Taylor *et al.* 2017 ; Sandström *et al.* 2019).

Perceptions similaires parmi les clusters sur le suivi post-translocation

Selon les répondants à cette enquête, les meilleurs critères pour évaluer le succès de la translocation sont (du plus au moins pertinent) l'observation d'une nouvelle génération, la résilience de la population transloquée, le nombre de nouveaux individus, le nombre d'individus dans les fruits, la diversité génétique de la population transloquée, le nombre d'individus présents et enfin le nombre d'individus en fleur. Le fait que le nombre d'individus en fleur se retrouve en dernière position dans ce classement est assez surprenant puisqu'il s'agit du critère généralement utilisé dans les suivis post-translocation (Seddon 1999). De plus, le fait de trouver l'observation d'une nouvelle génération ou le nombre de nouveaux individus ou la résilience de la population transloquée dans les premières positions est également surprenant car ces critères (les deux premiers) sont rarement mentionnés dans le suivi des populations transloquées ou c'est un critère (le dernier) qui est très difficile à mesurer sur le terrain. Selon les pays, le critère le plus souvent utilisé est la survie des individus transloqués en Chine (Liu *et al.* 2015), ou l'établissement d'une population autonome en Australie (Griffith *et al.* 1989). Cependant, le choix de ces critères de succès n'est pas unanime (Seddon 1999 ; Fischer et Lindenmayer 2000) bien que l'UICN ait tenté de le définir comme la capacité des individus transloqués à survivre et à produire une descendance viable et productive permettant la stabilité et la persistance de la population sans autre intervention humaine (Armstrong et Seddon 2008 ; IUCN/SSC 2013).

Les répondants ont également indiqué que la durée du suivi est cruciale pour observer la dynamique des individus transloqués. La plupart d'entre eux estiment que le suivi doit se faire à moyen ou long terme. Ce résultat n'est pas surprenant car il confirme l'avis de nombreux spécialistes de la translocation (Godefroid *et al.* 2011 ; Sheean *et al.* 2012 ; Silcock *et al.* 2019). Cependant, cette durée de suivi doit être adaptée à la durée de vie et à la durée d'une génération de l'espèce focale (Hancock *et al.* 2014 ; Julien *et al.* 2022). Par ailleurs, l'absence de publication des échecs de translocation est également regrettable, car cela constituerait une piste importante pour comprendre ces échecs et améliorer les protocoles (Godefroid *et al.* 2011). De nombreux répondants proposent que l'utilisation de plusieurs critères complémentaires puisse mieux qualifier le suivi des individus transloqués ; ils proposent ainsi de combiner des critères sur les individus, les populations et les communautés. C'est une proposition pertinente, que l'on retrouve également dans une enquête similaire en Australie (Hancock *et al.* 2014), mais qui ne devrait pas ajouter beaucoup de temps de suivi, et ainsi éviter un surcoût. Une surprise a été la très faible proportion de répondants indiquant que la comparaison de la population transférée avec les populations témoins serait intéressante. Cette information est de plus en plus recommandée car elle permet de considérer les variations interannuelles des effectifs de l'espèce transloquée sans les confondre avec un effet lié à des variations climatiques ou à une pression biotique ou anthropique locale (Commander *et al.* 2018).

En ce qui concerne la perception globale de la translocation, les deux réponses dominantes sont l'atténuation des impacts des projets d'aménagement du territoire et le sauvetage d'individus, quel que soit le groupe de répondants. Les autres réponses dépendent des groupes ; les répondants du groupe défavorable le perçoivent également comme une réorganisation de la nature en faveur des activités humaines tandis que ceux du groupe favorable/satisfait le perçoivent comme une amélioration de l'état de conservation de la population ou de l'espèce.

Quelles alternatives à la translocation ?

Enfin, les réponses obtenues au sujet des alternatives à la translocation dans le cas de l'aménagement du territoire démontrent la pertinence de la séquence ERC, puisque les réponses reçues sont similaires entre les trois groupes et confirment clairement la succession de ces trois phases de la séquence ERC. En effet, la première alternative à la translocation est l'évitement total du projet, ce qui confirme l'importance de la phase d'évitement, trop souvent négligée (Clare *et al.* 2011 ; Bigard *et al.* 2017 ; Phalan *et al.* 2018). Cependant, les répondants travaillant dans des bureaux d'études en environnement se distinguent ici car ils classent la réduction comme première alternative à la translocation devant l'évitement des impacts, ce qui montre également l'influence de l'organisation à laquelle ils appartiennent. La deuxième alternative la plus importante est de réduire l'impact en contournant les sites abritant des plantes protégées. Il y a donc une méfiance globale vis-à-vis de la translocation compte tenu des risques pour les espèces cibles et des expériences passées de translocation (Fahselt 2007 ; Pérez *et al.* 2012 ; Julien *et al.* 2022). Les alternatives suivantes correspondent toutes à différents types de compensation d'impact. Il est intéressant de noter que la troisième alternative la plus importante à la translocation est constituée par des actions de gestion environnementale qui augmentent les effectifs de populations d'espèces cibles. Les autres alternatives ne sont abordées que par une faible proportion de répondants, ce qui montre que l'utilisation d'actions de gestion environnementale en faveur des populations d'espèces cibles devrait être plus fréquemment utilisée, potentiellement en combinaison avec la translocation. L'utilisation de ces actions de gestion comme alternative à la translocation est probablement aussi motivée par la réticence à payer pour cette technique, qui est perçue ici comme une barrière à son utilisation (Naidoo *et al.* 2006 ; Fenu *et al.* 2019 ; Bradley *et al.* 2020 ; Julien *et al.* 2022).

Perspectives

Notre enquête apporte divers éléments de réponse nouveaux dans le cas de la France sur la perception des translocations de plantes à différentes étapes de sa mise en œuvre. La décision de translocation et le choix du protocole de translocation et des critères de suivi sont influencés par la perception des acteurs impliqués envers cette technique de restauration écologique (Reading *et al.* 1997, 2002). Dans le monde actuel où l'érosion et l'homogénéisation de la biodiversité s'accentuent (IPBES 2019), il est crucial d'améliorer les techniques de conservation opérationnelles telles que la translocation. Cependant, la

conservation de la biodiversité nécessite de mettre en œuvre des politiques et des actions de conservation avec des ressources financières et humaines souvent limitées (Balmford et Bond 2005), ce qui nécessite une priorisation et une efficacité des actions. Le développement d'une base de données partagée des translocations réalisées permettrait un retour d'expérience et un partage des protocoles associés à une translocation réussie, comme cela a été suggéré (Albrecht *et al.* 2011 ; Godefroid et Vanderborght 2011 ; Dalrymple *et al.* 2020). Une évaluation de ce succès sur la base d'expériences antérieures permettrait de fonder la perception des translocations sur des résultats concrets et ainsi d'argumenter scientifiquement les chances de succès pour chaque espèce cible. Il est possible que certaines espèces s'avèrent difficiles ou impossibles à transloquer, ce qui influencera le choix des sites d'impact. Une étude récente a révélé que les protocoles de translocation peuvent être considérablement améliorés en prenant mieux en compte la biologie et l'écologie des espèces (Julien *et al.* 2022). Par ailleurs, plusieurs autres propositions révélées ici sur le suivi post-translocation (temps de suivi, population témoin, critères complémentaires) permettraient également d'améliorer le succès de ces opérations de translocation et seraient à même de modifier leur perception.

Chapitre 2 – Protocoles de translocations réglementaires : une marge de progression pour l'amélioration de la pratique

Résumé du chapitre 2

Dans ce chapitre, nous partons du constat que les translocations réglementaires sont de plus en plus utilisées, et que celles-ci ne semblent pas forcément aboutir à un succès (Cerema 2018 ; Bradley *et al.* 2020). Nous nous intéressons donc à la source de ces translocations : les protocoles proposés lors de l'étape de la demande de dérogation. Nous nous demandons alors si ces protocoles sont de bonne qualité, et si les espèces transloquées sont suffisamment connues (**Manuscrit 2**). En effet, une bonne préparation et une bonne connaissance de l'espèce sont des paramètres importants pour la réussite de l'opération (IUCN/SSC 2013 ; Silcock *et al.* 2019). Pour cela, nous avons étudié des demandes de dérogation évaluées par le CNPN entre 2018 et 2020 à l'aide d'une grille d'évaluation. Par la même occasion, nous avons récupéré des informations économiques sur les coûts du projet d'aménagement, de sa séquence ERC et de l'opération de translocation (**Manuscrit 3**). Ces informations, difficiles d'accès, permettent de mieux appréhender l'effort fait en faveur de l'environnement dans les études d'impact.

Nous avons déterminé que les translocations sont couramment proposées, mais sont pourtant majoritairement mal classées dans la typologie de la séquence ERC[4]. Il y a une disparité dans la répartition des populations proposées à la translocation selon la famille végétale, le type d'habitat et le type de projet. En effet, certaines familles comme les Apiaceae concentrent plus d'espèces faisant l'objet de demande de translocation, contrairement aux Orchidaceae par exemple, relativement au nombre d'espèces subissant un impact négatif de l'aménagement. Bien que ces dossiers soient réalisés pour déroger à la destruction d'espèces protégées, quasiment 20% des populations proposées à la translocation sont issues d'espèces non protégées. Nous nous sommes ensuite intéressés aux protocoles de translocation, nous avons déterminé que ceux-ci sont globalement de mauvaise qualité à l'aide d'un indice de qualité, basé sur des préconisations couramment adressées dans les guides de translocation (IUCN/SSC 2013 ; Maschinski et Albrecht 2017 ; Commander *et al.* 2018). De plus, la biologie et l'écologie des espèces sont peu détaillées. Enfin, nous avons pu noter que les dossiers ayant reçu un avis favorable proposaient plus souvent des translocations dans des sites protégés et avec un suivi post-

[4] Selon le guide d'aide à la définition des mesures ERC (Cerema 2018), les translocations de populations sont classifiées comme de la réduction ou de l'accompagnement en fonction des cas (voir encadré 2). R2.1o correspond à une translocation dans l'emprise du projet ou avec suffisamment de retours d'expériences positifs, alors que A5.b correspond à une translocation sur un site extérieur (souvent site compensatoire). Dans la pratique, ce n'est pas forcément ce qui est conseillé par la DREAL – parfois à juste titre puisqu'une translocation ne permet pas plus de réduire les impacts si elle est réalisée dans l'emprise du projet, ce qui est pourtant préconisé dans ce guide.

translocation. Les translocations réglementaires sont contraintes par le temps, par le choix de la population source, mais aussi par la volonté des aménageurs. Ces multiples contraintes peuvent être à l'origine de ces protocoles qui sont globalement de mauvaise qualité, ce qui n'est pas en faveur de la pratique de la translocation dans un cadre réglementaire.

En conclusion, nous préconisons d'améliorer les protocoles en détaillant les méthodes utilisées, le site d'accueil choisi et le suivi du devenir de la population. Il est aussi nécessaire de faire un état des lieux sur les connaissances de la biologie et l'écologie de l'espèce. Dans le cas où des connaissances manqueraient, il est possible de combler ces lacunes avant le début de l'opération (voir chapitre 4). Ces améliorations peuvent se faire au niveau du maître d'œuvre qui rédige le volet naturel de l'étude d'impact ainsi qu'au niveau des services instructeurs qui pourraient établir des recommandations générales et claires.

Nous avons été surpris par la pauvreté des protocoles de translocation proposés. Lors de la lecture des dossiers, il était souvent difficile de récupérer les informations que nous recherchions, tout d'abord car la translocation n'est souvent pas classée comme elle devrait l'être, mais aussi parce que la mesure est parfois très peu détaillée, voire confuse.

Les apports de ce chapitre nous semblent particulièrement importants pour les services instructeurs et pour le CNPN, en donnant des pistes pour déterminer ce qui devrait apparaître dans un protocole de translocation en amont d'un projet. Cela implique pour les bureaux d'études qu'il est nécessaire d'augmenter leurs compétences afin de proposer des protocoles de meilleure qualité. Dans la discussion de cette thèse, nous donnons les points qui devraient apparaître dans un protocole idéal.

Ce chapitre a fait l'objet de 2 articles publiés : le premier dans la revue *Journal of Environmental Management* présente l'analyse de la qualité des protocoles de translocation (**Manuscrit 2**), et le second dans la revue *Data in brief* met à disposition les données collectées sur les coûts associés à ces opérations (**Manuscrit 3**). Dans ce chapitre, nous étudions spécifiquement les translocations réglementaires en France métropolitaine.

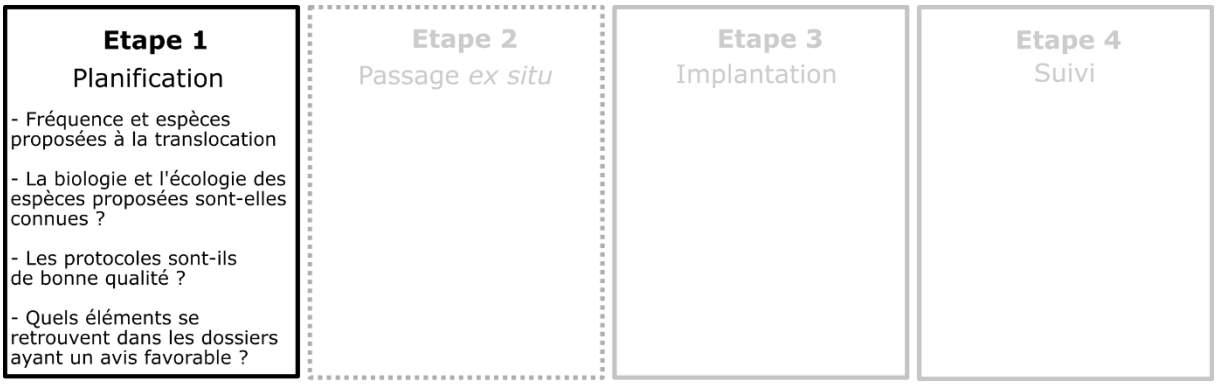


Figure 16 : Mise en évidence des étapes de translocation étudiées dans le chapitre 2

Manuscrit 2

Évaluation de la qualité des protocoles de translocations réglementaires pour les plantes protégées en France

Margaux JULIEN[1,2]*, Bruno COLAS[3], Serge MULLER[4¤], Bertrand SCHATZ[1¤]

Publié le 17 novembre 2021 dans *Journal of Environmental Management*

Référence : 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

Résumé : Les translocations réglementaires sont de plus en plus utilisées dans le monde entier en réponse aux pressions de l'aménagement du territoire. La qualité des protocoles de translocation et leur adaptation aux caractéristiques écologiques des populations transloquées sont cruciales pour optimiser le succès des translocations. Nous avons étudié la qualité des protocoles de translocation présentés dans les demandes de dérogation, étape obligatoire en France pour transloquer une espèce végétale protégée. Nous avons analysé 103 propositions de translocation pour 93 espèces différentes dans 92 dossiers examinés entre 2018 et 2020. Après avoir retracé l'historique de la place des translocations dans les procédures légales en France, nous avons évalué chaque proposition de translocation selon une grille d'évaluation, qui faisait intervenir la quantité et la qualité des informations sur les espèces végétales et les sites de translocation proposés, ainsi que la qualité des protocoles de translocation. Nous avons montré que les protocoles de translocation sont de faible qualité, avec beaucoup d'informations manquantes. La biologie et l'écologie des espèces proposées pour la translocation ne sont pas suffisamment connues, de même que les caractéristiques écologiques des sites d'accueil. Les demandes de dérogation qui ont reçu un avis favorable de l'organisme d'évaluation sont plus susceptibles de proposer un site d'accueil protégé et un suivi post-translocation. Nous pensons que, pour optimiser leurs résultats, les translocations réglementaires doivent être améliorées en amont, avec des protocoles plus détaillés et une meilleure connaissance des espèces. Nous recommandons vivement de suivre les mêmes lignes directrices pour les translocations réglementaires que pour les translocations de conservation.

Mots-clefs : Translocation végétale, translocation réglementaire, qualité des protocoles, séquence ERC, conservation, étude d'impact environnemental

[1]CEFE, CNRS, Univ Montpellier, EPHE, IRD, Montpellier, France

[2]Ecotonia, 60 rue tourmaline, 13510, Eguilles, France

[3]Université Paris-Saclay, CNRS, AgroParisTech, Écologie Systématique et Évolution, 91405, Orsay, France

[4]Muséum National d'Histoire Naturelle, UMR 7205, MNHN-CNRS-UPMC-EPHE-UA, CP 39, 16 rue Buffon, 75005, Paris, France

[¤]Members of the CNPN

* corresponding author: margaux.julien@cefe.cnrs.fr

1. Introduction

La translocation de plantes est le déplacement délibéré de matériel végétal d'une espèce sauvage depuis une population naturelle ou une collection *ex situ* vers un nouveau site naturel ou semi-naturel (Commander *et al.* 2018). Les translocations peuvent être un outil pertinent pour les espèces rares ou menacées lorsque la conception du protocole et la mise en œuvre de cette opération sont optimales pour sa réussite (Maschinski et Albrecht 2017). Les translocations peuvent être utilisées dans deux grandes catégories de situations. Premièrement, les translocations réglementaires consistent à relocaliser des populations végétales avant de détruire leur habitat, notamment par la construction ou d'autres transformations anthropiques. Elles sont mises en œuvre en réponse à une législation visant à réduire les impacts des projets de développement sur ces plantes (Germano *et al.* 2015 ; Bradley *et al.* 2020). Deuxièmement, les translocations de conservation visent à obtenir un bénéfice de conservation tangible au niveau de la population, de l'espèce ou de l'écosystème (IUCN/SSC 2013). Elles peuvent consister à renforcer une population existante, à réintroduire une population dans un site où l'espèce s'est éteinte ou à introduire une espèce dans un nouveau site pour maintenir ou augmenter le nombre de populations. Elles peuvent également consister en l'ensemencement d'une communauté dans le but de restaurer un habitat.

Plusieurs auteurs ont récemment tenté d'évaluer le résultat des translocations de plantes en termes de dynamique des populations (Godefroid *et al.* 2011 ; Dalrymple *et al.* 2012 ; Liu *et al.* 2015 ; Fenu *et al.* 2019, 2020 ; Silcock *et al.* 2019). Tous ont mentionné à la fois la difficulté de trouver des retours d'expériences, et plus encore pour les échecs. Cependant, les retours d'expériences sur les échecs peuvent fournir des informations collaboratives précieuses sur les erreurs qui pourraient être évitées (Godefroid *et al.* 2011 ; Abeli et Dixon 2016 ; Dalrymple *et al.* 2020). Silcock et al. (2019) ont rapporté que moins de 11% des translocations végétales volontaires et réglementaires en Australie étaient facilement disponibles dans la littérature évaluée par les pairs. Nous ne disposons pas de données permettant de calculer ce pourcentage pour les translocations européennes, mais un pourcentage similaire semble tout à fait plausible d'après nos discussions avec de nombreux acteurs de la translocation.

Lorsqu'il s'agit d'espèces protégées ou menacées, la mise en œuvre d'un projet de translocation nécessite la sélection d'un site d'accueil et la préparation d'un protocole de translocation opérationnel et adapté à la biologie et à l'écologie des espèces végétales considérées (Maschinski et Albrecht 2017 ; Commander *et al.* 2018 ; Fenu *et al.* 2019 ; Silcock *et al.* 2019).

Certaines études de cas ont mis en évidence des éléments des protocoles de translocation permettant d'améliorer les chances de réussite pour des espèces données dans des contextes environnementaux donnés. Les exemples incluent l'utilisation de barrières pour réduire l'herbivorie et les perturbations

humaines pour *Dianthus morisianus* (Fenu *et al.* 2016), la sélection de microsites présentant de bonnes conditions micro-environnementales pour le lichen *Flavocetraria nivalis* (Brooker *et al.* 2018), l'arrosage pendant les périodes de sécheresse pour six espèces végétales transférées dans le sud-ouest de l'Australie (Dillon *et al.* 2018), ou encore la prise en compte de la structure génétique des populations (Maschinski et Albrecht 2017 ; Commander *et al.* 2018 ; Van Rossum et Hardy 2020). Un suivi à long terme après translocation est également essentiel pour déterminer le succès de la translocation (IUCN/SSC 2013 ; Maschinski et Albrecht 2017 ; Commander *et al.* 2018) et fournis un retour d'expérience, parfois inattendu, qui contribue de manière significative à l'amélioration des futurs protocoles de translocation (Albrecht *et al.* 2011 ; Jusaitis 2012 ; Silcock *et al.* 2019). Mais toutes ces études portent principalement sur les translocations de conservation ; les retours d'expériences sur les translocations réglementaires sont plus rares, comme l'ont déjà souligné Germano et al. (2015) et Bradley et al. (2020).

L'IUCN/SSC (2013) déclare que les translocations réglementaires nécessitent une « analyse rigoureuse et une grande prudence doit être appliquée lors de l'évaluation des potentiels de conservation et de les utiliser pour atténuer ou compenser les impacts actuels du développement ». Ces recommandations sont peu suivies, et les translocations réglementaires sont généralement effectuées avec peu de rigueur scientifique, un suivi à court terme ou inexistant, et conduisent souvent à l'échec (Germano *et al.* 2015 ; Bradley *et al.* 2020). En outre, ce type de translocation est controversé : une proposition de translocation peut rendre un projet de développement impliquant la destruction de l'habitat plus acceptable pour les décideurs, même si le résultat de la translocation est très incertain (Fahselt 2007).

Les translocations réglementaires permettent d'atténuer les impacts des projets d'aménagement sur la biodiversité dans le cadre de la séquence ERC. Cette séquence est une politique environnementale utilisée dans de nombreux pays et se compose généralement de quatre étapes : Éviter, Réduire, Restaurer, Compenser (BBOP 2012). Ces étapes doivent être appliquées dans l'ordre : les impacts sur la biodiversité doivent d'abord être évités autant que possible, puis réduits, et, s'il y a des impacts résiduels, ils doivent être compensés par de la restauration et de la compensation (Gardner *et al.* 2013 ; Bull *et al.* 2016). Ces étapes sont mises en œuvre dans les études d'impact environnemental (EIE, voir Morgan, 2012). L'objectif est de parvenir à une absence de perte nette de biodiversité, et ce concept a fait son apparition dans la législation de nombreux pays du monde entier, parallèlement à la notion de séquence ERC (Bull *et al.* 2016). Aux États-Unis, la séquence ERC (*mitigation hierarchy*) a été mentionnée pour la première fois en 1970 par le *US National Environmental Committee*, tandis qu'en France et en Allemagne, la première mention apparaît quelques années plus tard, en 1976 (Morgan 2012 ; Regnery 2017).

Cette étude vise à évaluer la qualité des protocoles de translocation de plantes dans les demandes de dérogation en France afin de fournir des recommandations pour améliorer leur préparation et leur mise

en œuvre. Bien qu'un certain nombre de translocations réglementaires aient été utilisées depuis 1976, aucune évaluation de leur utilisation dans les demandes de dérogation n'est disponible à ce jour.

Nous avons abordé les questions suivantes :

1) Quelle était la proportion des demandes de dérogation françaises entre 2018 et 2020 qui incluaient une ou plusieurs propositions de translocations de plantes ?
2) Où et quelles plantes étaient le plus souvent proposées à la translocation ?
3) Les mesures d'évitement et de réduction permettent-elles de réduire de manière significative le nombre de plantes affectées par les projets de développement et, dans l'affirmative, cela a-t-il atténué le besoin de translocation ?
4) Les caractéristiques biologiques et écologiques des plantes transférées ont-elles été suffisamment détaillées dans le dossier et prises en compte dans le protocole de transfert ?
5) Quelle était la qualité globale des protocoles de transfert en supposant une prise en compte optimale de toutes les caractéristiques biologiques et écologiques connues des espèces transférées ?
6) Quels sont les éléments du protocole de translocation qui caractérisent un dossier ayant reçu un avis favorable du CNPN ?

2. Matériel et méthodes

2.1. Procédure légale en France

En France, la séquence ERC ne comporte que trois étapes, car l'étape « Restaurer » est incluse dans l'étape « Compenser » (Cerema 2018). En cas d'impacts résiduels après les étapes d'évitement et de réduction, la législation française exige un dossier de demande de dérogation à destruction d'espèces protégées. Ce dossier doit reprendre les principaux points de l'EIE et présenter des arguments techniques et scientifiques suffisants pour démontrer que le projet présente 1) un intérêt public majeur, 2) l'alternative présentant le moindre impact environnemental, et 3) aucun impact global sur l'état de conservation de l'espèce protégée impactée. Le respect de ces trois conditions d'octroi de la dérogation, jugées par le CNPN, est nécessaire pour autoriser la destruction d'individus d'espèces protégées. Ainsi, des translocations réglementaires sont fréquemment proposées dans ces demandes de dérogation sous l'argument théorique qu'elles limiteraient ou annuleraient l'impact de la destruction d'individus ou de leur habitat sur la conservation des espèces concernées.

Les translocations peuvent être suggérées comme une mesure de réduction, dans le cadre de la séquence ERC (étape « Réduire ») ou comme une mesure d'accompagnement. Cela peut être une mesure de réduction lorsque le site d'origine et le site d'accueil se trouvent dans l'emprise du projet ou lorsqu'il y a

un bon retour d'expérience sur des opérations similaires (Cerema, 2018). Dans le cas contraire, les translocations sont présentées comme des mesures d'accompagnement. Ces mesures sont en dehors de la séquence ERC, car leurs résultats sont trop incertains, mais elles la complètent et la renforcent. Nous nous sommes intéressés aux translocations de plantes dans le cadre des demandes de dérogation soumises au ministère français de l'Environnement, que le Conseil National de la Protection de la Nature (CNPN) évalue. Ce conseil scientifique est chargé d'évaluer techniquement et scientifiquement le dossier de dérogation et les mesures proposées (Regnery 2017). Les avis émis par le CNPN sur la demande de dérogation peuvent être favorables (avec ou sans condition incontournable), ou défavorables.

Enfin, le préfet du département peut accorder ou refuser la dérogation et le projet d'aménagement, en considérant les différents avis sur des motifs environnementaux et non environnementaux (Art. R. 411-8-1 du Code de l'environnement français). Ces étapes sont résumées dans la Figure 17.

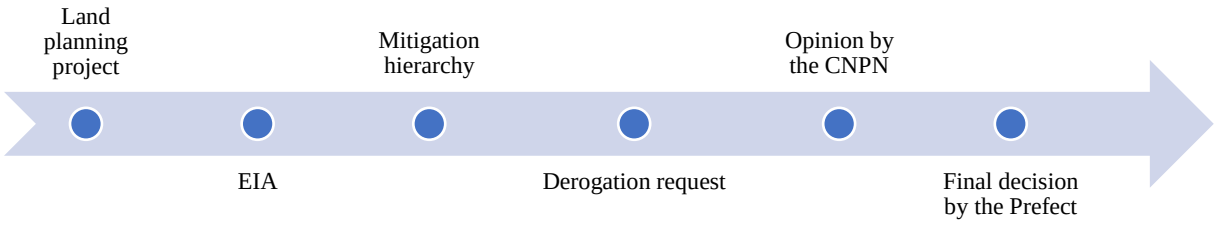


Figure 17 : Étapes requises pour obtenir une autorisation pour déplacement/destruction d'une espèce protégée dans le cadre d'un projet d'aménagement

2.2. Les demandes de dérogation, objet de cette étude

Nous avons étudié un ensemble de demandes de dérogation (n = 92) instruites par le CNPN entre 2018 et 2020, en provenance de France métropolitaine, incluant au moins une espèce végétale protégée. Ces demandes de dérogation correspondent à 103 propositions de translocations de populations végétales de 93 espèces différentes. Ces trois années ont bénéficié d'une homogénéité législative et administrative. Elles sont intervenues après la loi biodiversité de 2016 (loi n◦2016-1087), qui a donné de nouvelles recommandations pour l'application de la séquence ERC, et après un décret réformant le CNPN (décret n◦2017-342). Elles sont intervenues avant la pleine application d'un nouveau décret (décret n◦2019-1352), qui tend à réduire le rôle du CNPN au profit des instances scientifiques régionales.

2.3. Grille d'évaluation

Nous avons compilé les données des demandes de dérogation dans une grille d'évaluation, que nous avons utilisée pour chaque population végétale protégée présentée dans chaque dossier. Une ligne de la grille représente une population végétale impactée, qu'elle soit ou non concernée par une mesure de

translocation. Cette méthodologie est couramment utilisée dans les études d'EIE (Tinker *et al.* 2005 ; Bigard *et al.* 2017). Nous appelons dans cet article les populations végétales proposées pour la translocation « populations transloquées » et les populations végétales pour lesquelles aucune translocation n'était prévue « populations non transloquées ». Nous avons étudié chaque population végétale présentée dans les demandes de dérogation : pour les populations non transloquées, seules les populations d'espèces protégées sont présentes. Cependant, certaines populations d'espèces non protégées étaient présentes pour les populations transloquées (voir le tableau additionnel 2). Un document supplémentaire présente les analyses sans les populations d'espèces non protégées : celles-ci ont un impact minimal sur les résultats.

Nous avons recueilli des informations regroupées en six catégories pour chaque population végétale concernée par une proposition de transfert : généralités, séquence ERC, caractéristiques du cycle de vie, protocole de translocation, site d'accueil et suivi post-translocation (voir le tableau additionnel 1 pour plus d'informations). Nous avons considéré qu'une proposition de translocation était une demande de déplacement d'un ou plusieurs individus ou d'une partie viable d'individus d'un site à un autre ou leur retour après les travaux à l'endroit où ils étaient précédemment. Par conséquent, chaque population correspond à des individus de la même espèce provenant d'un même site d'étude. Nous avons sélectionné les différents critères présentés dans le tableau additionnel 1 selon les recommandations standards de la littérature scientifique pour réaliser une translocation (IUCN/SSC 2013 ; Maschinski et Albrecht 2017 ; Commander *et al.* 2018).

2.4. Données historiques

Nous avons eu accès à une base de données centralisant le nombre de demandes de dérogation par an depuis 1996 et l'avis du CNPN pour chaque dossier (favorable/défavorable). Entre 2010 et 2015 et entre 2018 et 2020, nous avons récupéré l'avis complet du CNPN. Nous avons compté le nombre de demandes de dérogations chaque année de 1996 à 2020 et déterminé la proportion de dossiers ayant reçu un avis favorable du CNPN. De plus, nous avons déterminé la proportion d'avis favorables mentionnant un transfert d'espèces végétales et le nombre d'espèces végétales protégées par dérogation pour les années pour lesquelles nous disposons de l'avis complet.

2.5. Analyses des données

Nous avons réalisé toutes les analyses en utilisant R 3.6.3 et le package *tidyverse* (Wickham *et al.* 2019). Les figures ont été modifiées avec *Inkscape* 1.0.2.

2.5.1. Caractérisation des populations transloquées

Nous avons calculé la proportion de demandes de dérogations comprenant au moins une mesure de translocation. Sur toutes les populations mentionnées dans les demandes de dérogation, nous avons

calculé la proportion de populations transloquées et, pour ces populations, la proportion d'espèces bénéficiant d'une protection nationale, régionale et départementale. De plus, nous avons compté le nombre de fois où chaque famille et chaque espèce ont été utilisées pour la translocation parmi toutes les espèces végétales citées dans les demandes de dérogation. De même, nous avons déterminé le nombre d'espèces pour chaque habitat selon la classification EUNIS (Davies *et al.* 2004). Nous avons choisi d'utiliser le premier niveau de cette classification (par exemple, A pour les habitats marins), sauf pour les prairies, pour lesquelles nous avons utilisé le niveau 2. En effet, de nombreux peuplements végétaux sont présents dans les prairies, ce qui permet d'avoir suffisamment d'espèces au niveau 2 de la classification. Nous avons fait de même pour les habitats selon la directive européenne Habitats, car cette classification est couramment utilisée en Europe.

Nous avons compté le nombre de demandes de dérogation de chaque département et déterminé le nombre moyen de populations transloquées par dossier (ci-après : taux de translocation). Les cartes ont été réalisées avec le package R *maps* (Becker *et al.* 2013). Nous avons classé chaque population végétale en fonction du type de projet (voir tableau supplémentaire 1), et nous avons déterminé la proportion de populations transloquées et non transloquées pour chaque type de projet.

2.5.2. Séquence ERC

Nous avons recueilli des informations sur la localisation (à l'intérieur ou à l'extérieur de l'emprise du projet) pour chaque population transloquée et si le retour d'information sur le protocole de translocation suggéré lors de précédentes translocations était mentionné dans la demande de dérogation. Cela nous a permis de déterminer si les mesures de translocation étaient correctement classées comme des mesures de réduction ou d'accompagnement. Nous avons relevé le nombre d'individus dans chaque population impactée par le projet avant l'application de la séquence ERC et le nombre d'individus impacté après. Nous avons comparé ces nombres (avant/après) à l'aide d'un modèle généralisé utilisant une distribution quasi-Poisson en raison de la sur-dispersion des données. Les effets testés pour expliquer les différences étaient le statut de translocation et l'année d'évaluation du projet.

2.5.3. Traits d'histoire de vie

Pour vérifier si les informations sur les traits biologiques et écologiques étaient plus complètes pour les populations transloquées que pour les populations non transloquées, nous avons compté la présence de ces informations pour chaque trait d'histoire de vie pour chaque population végétale. Les proportions de données manquantes pour chaque critère pour la population transloquée et non transloquée ont été comparées avec des tests du Chi2 (ou des tests exacts de Fisher lorsque les conditions du Chi2 n'étaient pas remplies). Enfin, nous avons effectué un test de Wilcoxon sur tous les traits étudiés afin de déterminer s'il existait une différence de traits entre les populations transloquées et non transloquées. Pour déterminer si la période de floraison était bien prise en compte, nous avons déterminé la période

de floraison de chaque population transloquée et les périodes de translocation recommandées pour les mêmes espèces. Ensuite, nous avons tracé les courbes sur une année pour la période de floraison de toutes les espèces suggérées pour la translocation, ainsi que les périodes de translocation prévues pour ces mêmes espèces.

2.5.4. Protocole de translocation

La même procédure que pour les caractéristiques biologiques et écologiques a été appliquée aux populations transloquées pour certains des critères du protocole, le site d'accueil et le suivi post-translocation. Ces critères ont été utilisés comme proxy pour déterminer si les protocoles étaient décrits avec suffisamment de détails. Nous avons identifié 15 questions à partir des guides de translocation (IUCN/SSC 2013 ; Maschinski et Albrecht 2017 ; Commander *et al.* 2018) pour déterminer la qualité des protocoles. Chaque indicateur a été noté 1 ou 0 selon si la réponse est positive ou négative, respectivement. Un indice de qualité (adapté de l'indice de biodiversité dans Atkinson et al., 2000 ; Bigard et al., 2020) a ensuite été calculé en divisant le nombre de réponses positives par le nombre de questions pour chaque population transloquée.

Les questions étaient les suivantes :

1) Les mycorhizes ont-elles été prises en compte ?
2) Les pollinisateurs ont-ils été pris en compte ?
3) La diversité génétique a-t-elle été prise en compte ?
4) Une organisation/personne spécialisée a-t-elle été consultée ?
5) La végétation du site d'accueil est-elle similaire à celle du site d'origine ?
6) Le sol du site d'accueil est-il similaire à celui du site d'origine ?
7) Une gestion post-translocation a-t-elle été planifiée ?
8) Un suivi post-translocation a-t-il été planifié ?
9) Le site d'accueil est-il protégé ?
10) Le suivi d'une population témoin est-il prévu ?
11) Le site d'accueil est-il sans risque pour la population transférée ?
12) La période de translocation est-elle appropriée ?
13) La méthode de translocation est-elle appropriée ?
14) Le nombre d'années de suivi est-il approprié ?
15) Le site d'accueil est-il approprié ?

Les indicateurs de 1 à 10 ont été évalués positivement lorsqu'ils étaient mentionnés dans le dossier, même si l'indicateur n'était pas détaillé. Pour l'indicateur 11, les risques sont rarement documentés dans les dossiers. Nous avons donc déterminé s'il y avait des risques en fonction de la localisation du site. Les risques rencontrés dans les dossiers sont la pollution, le piétinement, l'érosion et la présence

d'herbivores. Pour les indicateurs 12 à 15, les conditions à remplir étaient peu restrictives pour permettre une comparaison facile entre toutes les espèces. Pour l'indicateur 12, nous avons jugé que la période de translocation était adéquate lorsqu'elle ne couvrait pas la période de floraison de l'espèce. Pour l'indicateur 13, nous avons seulement supposé qu'une plante annuelle devait être transloquée par semis. Pour l'indicateur 14, nous avons considéré le nombre d'années de suivi comme étant inapproprié lorsque moins de cinq années étaient prévues. Pour l'indicateur 15, nous avons conclu que le site d'accueil était inapproprié lorsque l'habitat était différent de celui du site d'origine (selon la classification EUNIS ; Davies et al., 2004) ou lorsqu'aucune indication du site d'accueil n'était donnée.

2.5.5. L’avis du CNPN

Le CNPN a donné un avis favorable avec conditions incontournables ou avis défavorable à chaque demande de dérogation (les avis favorables sans condition incontournable sont rares et absents de notre échantillon). Nous avons exploré certains critères selon l'avis de la commission afin de déterminer quels éléments des propositions de transfert se retrouvent le plus souvent dans les demandes de dérogation ayant reçu un avis favorable. Nous avons utilisé une régression logistique binaire sur l'avis du CNPN pour tester l'effet des mêmes critères que pour l'indice de qualité. À ces critères, nous avons ajouté le nombre d'individus transloqués. Les critères qui n'affectaient pas l'avis du CNPN n'ont plus été présentés dans le modèle final pour le simplifier. Les valeurs manquantes ont été incluses dans le modèle comme une modalité distincte pour les risques du site d'accueil, car il était impossible de dire pour certains sites s’ils étaient sans risque. Il en va de même pour le choix de la période de translocation. Les valeurs manquantes étaient considérées comme une modalité NON pour la protection du site d'accueil et la présence de l'espèce. Le site modalité POSSIBLE de la présence de l'espèce est regroupée avec la modalité OUI. Nous avons présenté le résultat de la régression binaire avec l'odds ratio de chaque critère. Cela nous a permis de quantifier l'effet des critères. Nous avons utilisé le package *forestmodel* et la fonction *forest_model* (Kennedy 2020).

3. Résultats

3.1. Données historiques

Le nombre de demandes de dérogation a augmenté jusqu'en 2016 (Figure 18A), l'année de la loi sur la biodiversité, qui a réformé l'EIE. Après cela, le nombre de demandes de dérogation par an a diminué. En 2020, une nouvelle diminution a été observée en raison d'un nouveau décret survenant à la fin de l'année. Les avis favorables étaient plus fréquents avant 2017 (~80%) que pendant la période étudiée ici (~60%). Les translocations sont souvent proposées : entre 2010 et 2015, 71% des dossiers ayant un avis favorable contenaient au moins une translocation. La proportion de dérogations avec des mesures de

translocation a augmenté entre 2010 et 2014, passant d'environ 50% des avis en 2010 à environ 75% entre 2011 et 2015.

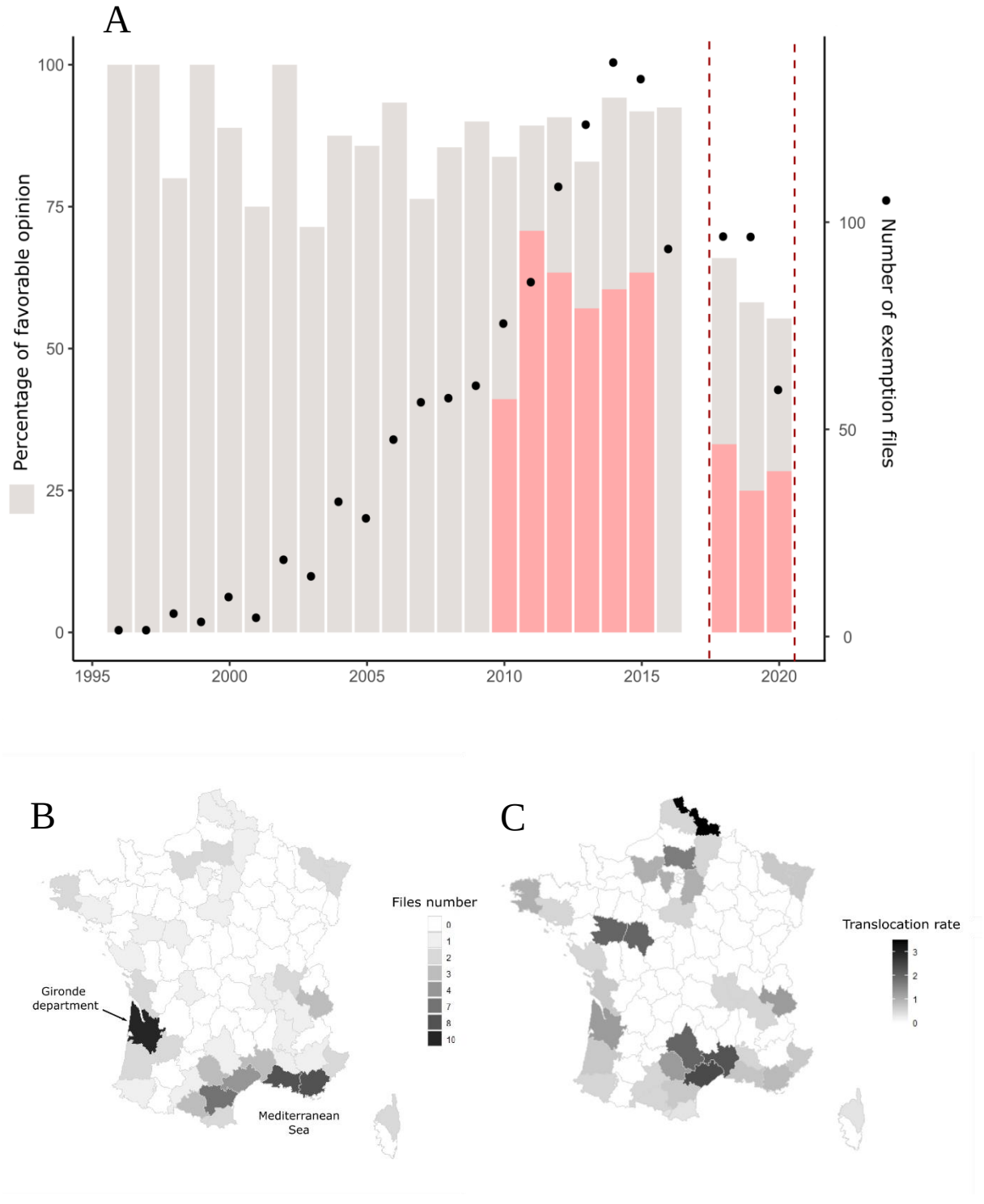


Figure 18 : A. Nombre de demandes de dérogation par an (points noirs) et pourcentage d'avis favorables (barres grises). La portion rouge correspond aux dossiers ayant un avis favorable qui contient une translocation. Les lignes en pointillées encadrent la période étudiée dans l'article. Aucune information disponible pour l'année 2017 due à un changement dans le CNPN. B. Nombre de demandes de dérogation analysées par département. C. Nombre moyen de translocations par dossiers par département.

3.2. Caractérisation des populations transloquées

Au cours de la période 2018-2020, 69,1 % des demandes de dérogation (n = 92) contenaient au moins une proposition de mesure de translocation. Ces dossiers comptaient 282 populations végétales, dont 36,5 % étaient proposées pour la translocation (103 populations végétales). En moyenne, il y avait 3,0 espèces végétales par dossier, 2,2 espèces végétales par dossier avaient des impacts résiduels et 1,1 espèce végétale par dossier avait une mesure de translocation (moyenne sur 92 demandes de dérogation). Par rapport aux données historiques, entre 2010 et 2014, il y avait 1,8 espèce végétale avec des impacts résiduels par demande de dérogation (moyenne sur 544 demandes de dérogation).

La répartition des sites concernés par les demandes de dérogation analysées ici a montré une différence significative entre les départements. Les demandes de dérogation ne sont donc pas uniformément réparties en France, et sont particulièrement fréquentes dans le département de la Gironde et dans la zone méditerranéenne (Figure 18B). Cependant, le taux de translocation, c'est-à-dire le nombre moyen de translocations par demande de dérogation (Figure 18C), a montré une distribution différente. Certains départements ayant peu de dossiers disponibles pour l'analyse ont contribué par leur grand nombre de translocations par dossier. Il y a un manque dans plusieurs régions, comme dans le centre de la France dans les deux cartes ; la plupart des projets et des translocations sont concentrés au bord de la mer, près des frontières, et près de Paris.

Parmi ces 103 populations végétales, les espèces les plus fréquentes dans les populations transloquées étaient *Aristolochia rotunda* (n = 4) et *Lotus hispidus* (n = 3). Les espèces les plus fréquentes dans les populations non transloquées étaient *Serapias neglecta* (n = 6), *Serapias parviflora* (n = 6), et *Ranunculus ophioglossifolius* (n = 5). On peut noter que *S. neglecta* et *R. ophioglossifolius* n'ont jamais été proposés pour la translocation parmi tous les dossiers étudiés (*S. parviflora* a été proposé 3 fois pour la translocation). Au contraire, *A. rotunda* a toujours été proposé pour la translocation (translocation non proposée pour *L. hispidus* une fois). *A. rotunda* n'est pas protégé, mais il héberge comme hôte obligatoire un papillon protégé (*Zerynthia polyxena*, Lepidoptera) et est transloqué pour protéger ce papillon. Parmi les 103 populations concernées par une mesure de translocation, 2,9% proviennent d'espèces sous protection départementale, 44,7% d'espèces sous protection régionale, 33,0% d'espèces sous protection nationale et 19,4% d'espèces sans aucune protection légale en France. Toutes les espèces concernées par une proposition de translocation étaient listées LC, DD ou NA sur la liste mondiale des espèces protégées de l'UICN, et 7,7% des populations transloquées provenaient d'espèces menacées listées sur la liste rouge française de l'UICN (NT, VU ou EN).

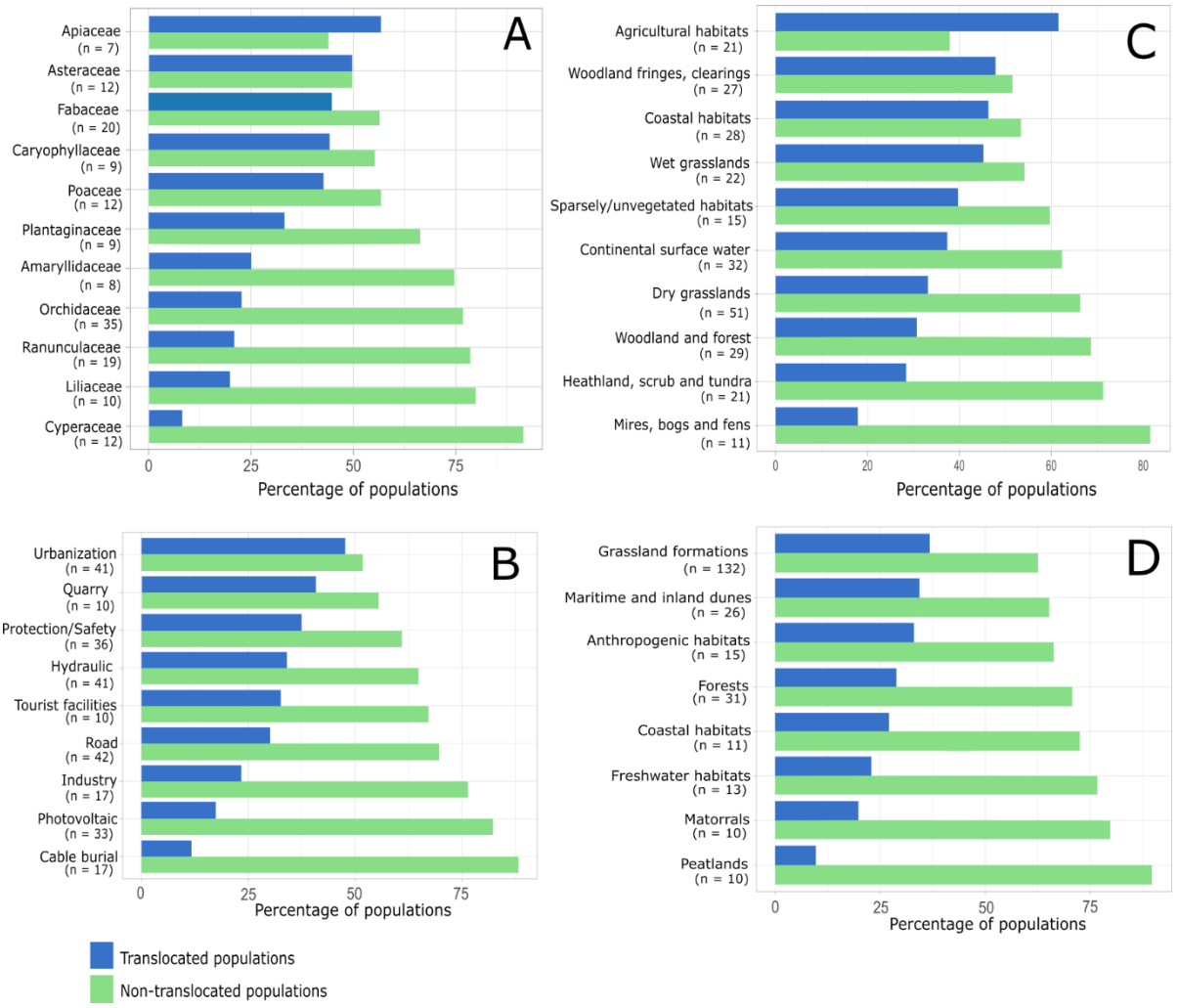


Figure 19 : Proportion de populations transloquées et non transloquées : A. par famille végétale. Les familles avec moins de 9 populations ne sont pas représentées. B. par type de projet. Les types avec moins de 10 populations ne sont pas représentés. C. par habitat EUNIS. D. par habitat de la directive européenne habitat. Les habitats avec moins de 10 populations ne sont pas représentés.

Nous avons observé des variations significatives entre les familles de plantes dans le ratio des demandes de populations transloquées/non transloquées (Figure 19A), avec des différences substantielles d'environ 8,2 fois entre les Apiaceae les plus transloquées (66% des cas) et les Cyperaceae les moins transloquées (8% des cas). Les Cyperaceae, Liliaceae, Ranunculaceae, et Orchidaceae étaient les moins suggérées pour la translocation, contrairement aux Apiaceae et Asteraceae, qui étaient les plus recommandées pour la translocation.

Nous avons observé des variations significatives dans le ratio des populations transloquées/non transloquées en fonction du type de projet (Figure 19B), avec une différence de plus de 4,1 fois entre les espèces les plus transloquées dans les projets d'urbanisation (53%) et les espèces les moins transloquées dans les projets d'enfouissement de câbles (13%). Les projets liés à l'urbanisation, au tourisme et les projets de protection/sécurité comprenaient souvent des mesures de translocation, ce qui

était moins le cas pour les projets d'enfouissement de câbles, les projets industriels et les projets photovoltaïques.

Les populations vivant dans certains types d'habitats ont été transloquées plus souvent que d'autres (Figure 19C), avec une différence de plus de 3,4 fois entre les espèces les plus transloquées dans les habitats agricoles (62% des cas pour cet habitat) et les espèces les moins transloquées dans les tourbières et les marais (18% des cas pour cet habitat). Les espèces vivant dans les habitats agricoles, les lisières de bois et les clairières, et les habitats côtiers ont souvent été proposées pour une translocation. En revanche, les forêts, les landes et les tourbières étaient rares dans les projets incluant des translocations. Les résultats de la Directive Habitats (Figure 19D) sont à peu près les mêmes, avec très peu de translocations dans les tourbières par rapport aux prairies et aux dunes.

3.3. Séquence ERC

Dans les dossiers étudiés, les translocations ont été mentionnées comme mesure d'accompagnement dans 28,9% des cas, comme mesure de réduction dans 45,0% des cas, et mesure de compensation dans 21,6% (elle n'est pas mentionnée comme mesure dans 4,5% des cas). Cependant, 59,2% des populations végétales ont été transférées *in situ*, et 27,2% ont mentionné le retour d'expérience d'opérations similaires précédentes (mais il n'y a pas de certitude sur la qualité du retour d'expérience). Selon la définition du Cerema (2018), une translocation est une mesure de réduction si elle est prévue sur la zone du projet ou si le retour d'expérience est suffisant. Au total, 69,9% des translocations répondent à la définition de mesure de réduction, en considérant que le retour d'information était suffisant ; et 30,1% des translocations répondent à la définition de mesure d'accompagnement. Selon ces considérations, les mesures de translocation ont été correctement classées pour seulement 55,3% des cas.

Nous avons ensuite examiné les différences entre les impacts bruts et résiduels. Un modèle généralisé a montré une différence significative entre les populations transloquées et non transloquées (modalité YES : Estimation = - 1,116 ; valeur p = 0,0395). Ainsi, l'effort d'atténuation a été significativement plus faible lorsque les populations ont été proposées pour la translocation que les populations non transloquées. On observe également une différence significative entre les années : en 2018, l'effort d'atténuation a été plus important qu'en 2019 et 2020 (2018 : Estimation = 6,87 ; 2019 : Estimation = - 1,82 et valeur p = 0,0025 ; 2020 : Estimation = - 1,28 et valeur p = 0,0051).

3.4. Traits d’histoire de vie

Un effort plus significatif pour fournir des informations a été fait pour les populations transférées afin d'inclure le type de cycle de vie, la période de floraison, le mode de dispersion et les préférences en matière de végétation dans la dérogation (Figure 20A). Cependant, certains critères étaient rarement remplis et indiquaient une mauvaise connaissance de l'espèce. La profondeur des racines et le mode de

germination étaient particulièrement mal documentés, bien que la connaissance de ces traits écologiques soit importante pour optimiser le succès de la translocation. Très peu d'informations étaient également disponibles sur les traits d'écologie des populations, avec seulement 5,9% des modes de pollinisation connus, 10,8% des modes de dispersion, et 1% sur la distance de dispersion.

La hauteur, le type d'habitat et la distribution régionale étaient bien renseignés (>70%). En revanche, la période de floraison et le temps de génération étaient relativement peu documentés, alors que ces informations semblent cruciales pour la translocation. En considérant tous les critères, il n'y avait pas de différence significative dans les connaissances biologiques entre les populations transloquées et non transloquées (W = 78,5 ; valeur P = 0,38).

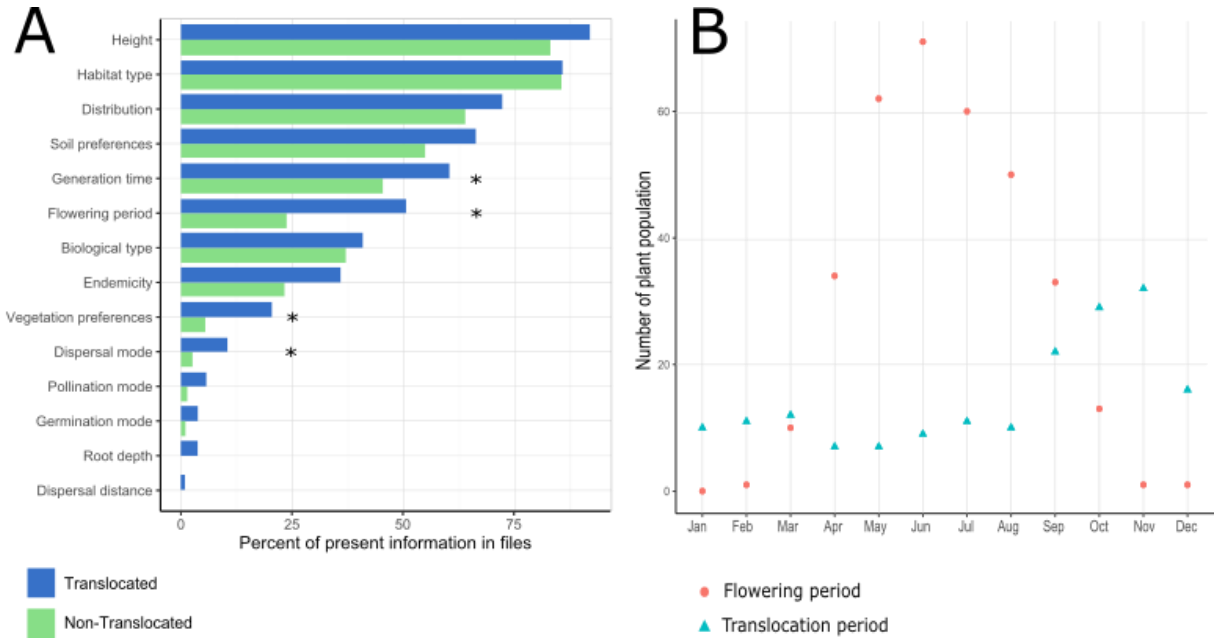


*Figure 20 : A. Proportion des informations présentes pour les traits d'histoire de vie pour les populations transloquées (103 populations) et non transloquées (179 populations). Un test du Chi² a été appliqué pour chaque critère. * : p<0.05. B. Distribution de la floraison et de la période de translocation des populations transloquées.*

Nous avons également comparé la courbe de floraison des espèces impliquées dans les projets de translocation avec la courbe des périodes de translocation recommandées dans les protocoles pour ces mêmes espèces (Figure 20B). Le pic de floraison a lieu entre mai et juillet. À partir d'octobre, peu d'espèces étaient en fleurs jusqu'en mars. La courbe de la période de translocation était légèrement plus basse au milieu de la période de floraison.

3.5. Protocole de translocation

Certains critères cruciaux, tels que la partie de la plante (96,1%), le nombre d'individus/surface transférés (80,6%), ont été bien documentés, même si l'on aurait pu s'attendre à une valeur de 100% pour ces deux informations essentielles. Les pourcentages de présence de l'information se situaient entre 70

et 80 % pour la technique de collecte des graines, la période de translocation et le mode d'extraction des individus. Les informations sur la protection du site d'accueil étaient souvent disponibles (83,5%). Les autres critères étaient moins bien remplis ; la distance approximative entre le site source et le site d'accueil n'était disponible que dans 77,7% des cas. De manière surprenante, les informations sur la végétation du site d'accueil n'étaient disponibles que pour 37,9% des populations. De plus, il était fréquent que le sol ou la végétation soient décrits comme similaires, mais sans plus d'informations. Les indices utilisés pour le suivi ont été respectés pour 62,1% de la population. La fréquence et la durée de la surveillance étaient bien rapportées, avec 76,1% et 80,7%, respectivement.

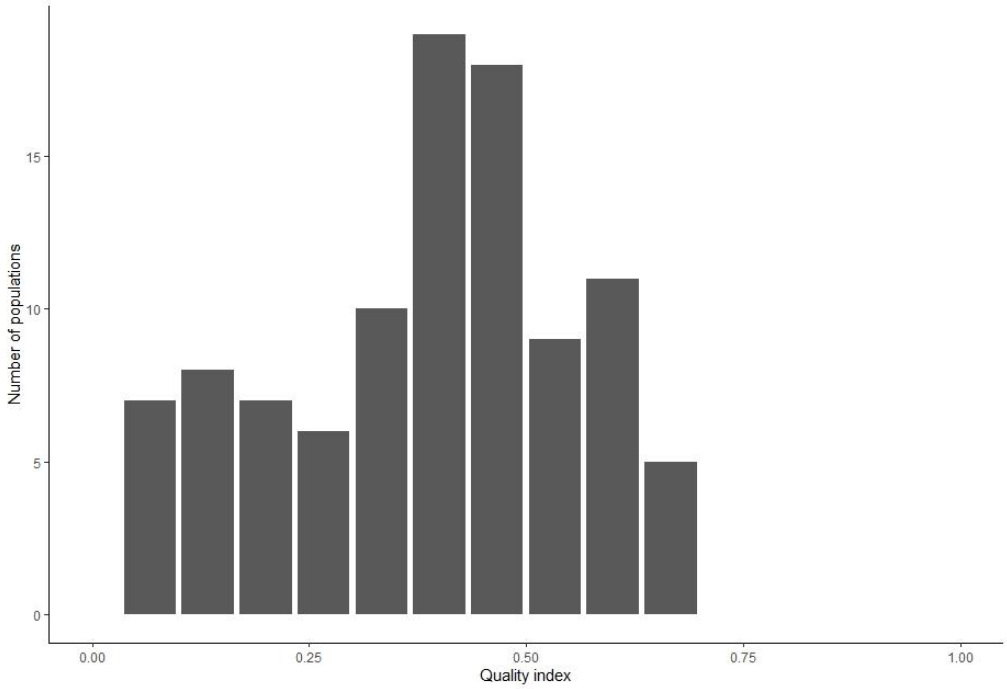


Figure 21 : Distribution des populations transloquées en fonction de leur indice de qualité

Les indices de qualité avaient une valeur médiane de 0,40 (1er quartile = 0,27 ; 3e quartile = 0,47), ce qui était vraiment faible (Figure 21). Cela montre clairement que les protocoles étaient inadéquats, insuffisamment détaillés et qu'ils ne suivaient pas les directives. Aucune des populations étudiées n'avait un indice de qualité supérieure à 0,67, ce qui signifie qu'au moins un tiers des informations étaient manquantes pour toutes les populations. Dans le détail, un indicateur a obtenu un bon score : 91,3% des méthodes de translocation étaient adaptées aux espèces étudiées. Plusieurs indicateurs ont obtenu un score moyen : 60,2% ont choisi un site d'accueil approprié, 51,5% ont consulté une organisation ou un expert, et 54,4% ont préféré un site d'accueil avec un sol similaire. Tous les autres indicateurs étaient inférieurs à 50%. La prise en compte des interactions interspécifiques était anecdotique, avec 0% pour la prise en compte des pollinisateurs et 0,97% pour la prise en compte des mycorhizes.

3.6. Avis du CNPN

Le modèle avec le meilleur AIC a été sélectionné, plusieurs facteurs ont influencé l'acceptation de la demande de dérogation (Figure 22). Les dossiers favorables étaient plus susceptibles de contenir des translocations lorsque le site d'accueil était protégé, et une amélioration de la qualité entre le site source et le site hôte était visible. Il y avait également une plus grande probabilité d'avoir une mesure de suivi post-translocation dans les dossiers favorables.

Variable	Modality	N	Odds ratio	p-value
Protection of the host site	NO	81	Reference	
	YES	20	7.72 (1.71, 41.18)	0.01
Presence of the species on the host site	NO	51	Reference	
	YES	50	0.21 (0.05, 0.71)	0.02
Monitoring	NO	15	Reference	
	YES	86	12.33 (2.27, 114.84)	0.01
Number of translocated individuals	<10	15	Reference	
	Between 10 and 50	29	0.49 (0.09, 2.50)	0.39
	Between 50 and 250	18	0.12 (0.02, 0.78)	0.03
	>250	11	0.11 (0.01, 1.02)	0.06
	Missing value	28	0.60 (0.11, 3.27)	0.56
Suitable translocation period	NO	24	Reference	
	Missing value	30	0.04 (0.00, 0.20)	<0.001
	YES	47	0.04 (0.01, 0.16)	<0.001

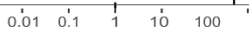


Figure 22 : Odds-ratio estimés entre l'avis du CNPN et les différentes variables. Les modalités ayant un odds ratio > 1 ont une probabilité plus grande d'être associées à un dossier avec un avis favorable.

À l'inverse, les dossiers avec un avis défavorable étaient plus susceptibles de contenir une proposition pour un site d'accueil avec une population de la même espèce déjà existante dans le site d'accueil. De manière inattendue, les translocations dans les dossiers défavorables sont souvent planifiées à une période propice. Enfin, les translocations de plus de 50 individus sont moins souvent acceptées.

4. Discussion

Cette étude intervient à une période charnière de la législation française. Une diminution du nombre de demandes de dérogation évaluées par le CNPN était déjà visible en 2020, les conseils scientifiques régionaux (CSRPN) jouant un rôle plus important. La translocation de plantes est une mesure souvent mise en avant dans les demandes de dérogation. Il est largement temps d'évaluer ce qui est proposé pour la translocation et de formuler et faire appliquer des recommandations pour améliorer l'utilisation et l'évaluation de cette pratique.

La répartition des dossiers dans le temps et l'espace. Le cadre historique des demandes de dérogation avec translocation de plantes a montré que leur nombre a augmenté régulièrement de 1996 à 2014 et semble relativement stable. Les dossiers étudiés ici n'étaient pas répartis de manière homogène sur le territoire français. Cette répartition peut être liée à l'augmentation récente de la taille des zones urbaines en France, notamment autour des grandes villes (par exemple Bordeaux dans le département de la Gironde) et sur le pourtour méditerranéen (Cerema 2017).

La région méditerranéenne est un hotspot de biodiversité, notamment pour les plantes (Thompson *et al.* 2005 ; Blondel *et al.* 2010 ; Schatz *et al.* 2014) : de nombreuses espèces végétales rares sont présentes dans le sud de la France (Myers *et al.* 2000), et beaucoup sont protégées. Il existe également des différences régionales dans la propension à les transloquer, en fonction des autorités régionales qui examinent les demandes de dérogation. Par ailleurs, les populations transloquées étaient plus fréquentes dans les projets de grande envergure : lorsqu'un projet d'urbanisation est réalisé sur des dizaines d'hectares, il est plus difficile d'éviter les impacts qu'avec l'enfouissement d'un câble sur des surfaces plus petites et avec moins de contraintes techniques.

Une tendance variable à la translocation des plantes. On pourrait s'attendre à ce que la tendance à la translocation d'une plante soit la même pour chaque projet d'aménagement du territoire, donc indépendante de la famille végétale, de l'habitat ou du type de projet. Cependant, nous avons montré des variations substantielles (8 fois) en fonction de la famille végétale et des variations plus faibles, mais tout de même notables (4 et 3 fois respectivement) en fonction du type de projet et de l'habitat. Les Cyperaceae et les Liliaceae ont rarement été transloquées, alors que les Apiaceae et Asteraceae sont plus souvent transloquées. La famille la plus fréquente dans les dossiers était les Orchidaceae, mais moins de 25 % de leurs populations ont été proposées pour une translocation. Cette famille contient des espèces relativement rares, dont les interactions complexes avec la présence de mycorhizes et les pollinisateurs spécifiques rendent le résultat de la translocation incertain (Schatz *et al.* 2014 ; Reiter *et al.* 2016). Plus généralement, le système racinaire géophytique (Orchidaceae, Liliaceae) et la présence dans un habitat humide (Cyperaceae) (voir plus loin) pourraient rendre leur translocation plus complexe, ce qui pourrait expliquer le faible nombre de propositions de translocation pour ces familles.

En revanche, la deuxième famille la plus fréquente dans les dossiers était les Fabaceae, et près de 50 % des populations de cette famille ont été suggérées pour une translocation. Les espèces de Fabaceae semblent plus faciles à transférer ; beaucoup d'entre elles sont des espèces annuelles, et certaines sont même communément cultivées. La comparaison des retours d'expérience sur les translocations entre les différentes familles de plantes permettrait de confirmer s'il est approprié d'être réticent à transloquer certaines familles.

De manière plus surprenante, la tendance à transloquer une plante semble être influencée par le type de projet. L'explication la plus parcimonieuse serait que certains projets (photovoltaïque, enfouissement de câbles, industrie) sont caractérisés par une plus grande possibilité de modifier leur emprise, c'est-à-dire d'éviter ou de réduire leur impact sur les plantes protégées. À l'inverse, d'autres projets (urbanisation, installations touristiques) ont une emprise spatiale plus imposée par les infrastructures existantes et sont moins flexibles pour éviter les impacts. La superficie associée à chaque type de projet pourrait également influencer la tendance à la translocation des plantes, mais nous ne disposons pas de suffisamment de répliqua pour tester cette hypothèse alternative.

Les espèces les plus souvent proposées pour la translocation se trouvent dans les habitats les plus courants (habitats agricoles, clairières et habitats côtiers). Nous avons remarqué que les habitats côtiers font souvent l'objet d'une translocation. Cela peut être lié au fait que ces habitats sont encore très soumis à l'empreinte humaine croissante, ou que la translocation semble plus facile à réaliser, car ce sont souvent des milieux sableux. En revanche, très peu de translocations sont suggérées pour les espèces présentes dans les tourbières, les prairies ou les landes, ce qui s'explique certainement par un effort d'évitement plus important sur ce type d'habitat plus sensible. Un effort plus important pour éviter les translocations dans les zones humides aurait pu être anticipé, car cet habitat est particulièrement menacé (Clare *et al.* 2011).

Séquence ERC. Les lignes directrices françaises sur la séquence ERC classent la translocation comme une mesure de réduction si les plantes sont déplacées dans la zone du projet ou si le retour d'expérience sur les translocations de l'espèce est suffisant (Cerema 2018). Cependant, les risques d'échec en cas de translocation dans la zone du projet peuvent être plus importants, car les individus transloqués sont souvent enfermés au milieu d'un projet d'aménagement, avec diverses perturbations et sans possibilité d'expansion. Par conséquent, la probabilité de réussite n'est pas accrue lorsque la translocation a lieu dans la zone du projet. La translocation devrait rester expérimentale partout où des individus sont déplacés et constituer ainsi une mesure d'accompagnement. Il est intéressant de noter que lorsqu'une translocation est proposée, la différence entre les impacts bruts et résiduels est plus importante que lorsqu'aucune translocation n'est prévue. Ce résultat peut signifier que moins d'efforts sont déployés pour atténuer les impacts lorsqu'une translocation est suggérée. Mais cela peut aussi être un signe que la translocation n'est suggérée que lorsqu'il est plus difficile d'atténuer les impacts.

Dans tous les cas, la translocation doit être un dernier recours. Il est essentiel de consacrer davantage d'efforts à l'évitement et à la réduction et de mieux utiliser les translocations (Regnery 2017 ; Cerema 2018). Cependant, les translocations sont de plus en plus utilisées (Bradley *et al.* 2020) sans que les résultats soient meilleurs. La faible utilisation de l'évitement a été critiquée dans plusieurs études, car il s'agit de la mesure qui permet de réellement diminuer les impacts, notamment sur les plantes (Clare *et al.* 2011 ; Regnery 2017 ; Phalan *et al.* 2018). En effet, il y a beaucoup d'incertitudes sur le succès de

certaines mesures, notamment parce qu'il est difficile d'évaluer les pertes et les gains de biodiversité (Maron *et al.* 2012). La translocation est encore plus incertaine ; l'atténuation ne peut être garantie (Fahselt 2007). Les translocations peuvent donc être proposées pour soutenir d'autres mesures, mais ne peuvent pas être considérées comme des mesures suffisantes en elles-mêmes. De plus, le recours à la translocation doit être justifié en démontrant l'impossibilité de mettre en œuvre de bonnes mesures d'évitement et de réduction.

Les traits d'histoire de vie. Les traits d'histoire de vie sont des critères essentiels à prendre en compte avant une translocation. En effet, les connaissances en biologie et en écologie sont cruciales pour la réussite des translocations (Cogoni *et al.* 2013 ; Draper *et al.* 2016 ; Commander *et al.* 2018). Nous avons montré que certains critères étaient mieux connus et décrits dans les dossiers des espèces suggérées pour les translocations : le temps de génération, la période de floraison, le mode de dispersion et les préférences de végétation. Cela montre qu'il y a un effort de connaissance des plantes dont on envisage la translocation. Mais cela reste superficiel, et de nombreux autres critères sont mal décrits. Par exemple, le mode de pollinisation est essentiel à connaître : si la plante est entomophile (comme plus de 80% des angiospermes ; voir Ollerton et al., 2011), il faut s'assurer que ses pollinisateurs sont présents sur le site hôte. Cette information détermine également la distance à laquelle les individus sont transplantés les uns des autres. Dans le même ordre d'idée, dans le cas de la translocation de mottes, il est indispensable de connaître la profondeur des racines. C'est un paramètre difficile à trouver dans la littérature, mais facile à mesurer sur le terrain. Un trait du cycle de vie d'une espèce végétale peu connue dans la littérature peut être étudié avant d'établir un protocole de translocation. Par exemple, dans un projet d'urbanisme au Portugal, une étude de la biologie de la plante a été réalisée et a permis de prendre des décisions adaptées pour le protocole de translocation (Draper *et al.* 2016). De même, des tests de germination sont nécessaires avant le semis (Godefroid *et al.* 2016). De nombreuses espèces ont un mécanisme de dormance, et le semis direct sans traitement préalable peut donner de mauvais résultats. L'absence d'informations sur la biologie et l'écologie des espèces dans les demandes de dérogation peut refléter un manque dans les bases de données en ligne et la littérature botanique. Ainsi, ces opérations de translocation peuvent aussi être l'occasion de compléter ces informations manquantes et ainsi fournir un retour d'expérience collectif pour améliorer ces opérations.

Ainsi, nous recommandons vivement que les éléments biologiques et écologiques soient indiqués dans les demandes de dérogation sur la base de la littérature existante. L'absence d'un critère dans un dossier ne signifie pas qu'il est inconnu des personnes réalisant la translocation. Il faut démontrer au stade de la dérogation que ces caractères sont effectivement connus, et que des mesures soient prises avant la translocation pour les traits qui restent inconnus.

Période de translocation. Le fait qu'un trait écologique soit bien documenté dans une demande de dérogation ne signifie pas que cette information soit bien utilisée pour optimiser le succès de la

translocation, comme le montre ici la période de translocation. La période idéale de translocation varie en fonction de la biologie et de l'écologie de l'espèce étudiée. Cependant, certaines périodes comme la période de floraison sont à éviter, car la plante est plus sensible, notamment dans son interaction avec les mycorhizes. Il est également nécessaire d'éviter les périodes de fortes chaleurs, notamment en zone méditerranéenne, qui pourraient provoquer un stress hydrique chez les individus transloqués (Commander *et al.* 2018 ; Dillon *et al.* 2018). Nous avons montré que les translocations se faisaient de préférence entre septembre et octobre. Étonnamment, certaines translocations ont été recommandées en été, notamment en septembre, qui est encore une période chaude et sèche en zone méditerranéenne, représentant une grande partie des translocations étudiées ici. Dans les demandes de dérogation, il est souvent prévu de commencer les travaux en automne (octobre à mi-décembre), ce qui correspond aux périodes de moindre sensibilité pour les autres groupes taxonomiques. Il semble donc opportun de demander à l'aménageur du territoire de justifier la période choisie pour la translocation.

Protocole de translocation. Les critères de base concernant le protocole de translocation, le site d'accueil et le suivi post-translocation ont été assez souvent respectés. Cependant, aucun des protocoles de translocation figurant dans les dossiers n'a atteint la qualité à laquelle on pourrait s'attendre étant donné la pratique de plusieurs décennies de demandes de dérogation en France. Malgré les recommandations (IUCN/SSC 2013 ; Maschinski et Albrecht 2017 ; Commander *et al.* 2018), les interactions avec les pollinisateurs et les mycorhizes n'ont pratiquement pas été prises en compte, alors qu'elles peuvent être critiques pour la survie de l'espèce (Moir *et al.* 2012 ; Winder *et al.* 2021). De même, les problèmes éventuels concernant la génétique des populations transloquées n'ont jamais été abordés, alors que ce critère est important (Maschinski et Albrecht 2017 ; Van Rossum et Hardy 2020).

De nombreux protocoles dans les demandes de dérogation manquaient d'éléments essentiels. Par exemple, certains dossiers mentionnent simplement que le protocole de translocation sera réalisé après autorisation. Or, il ne s'agit pas d'une option : le CNPN doit donner un avis scientifique et technique sur les mesures proposées. Comment donner un avis éclairé si le protocole n'a pas encore été conçu ? Et si le CNPN donne un avis favorable, comment être sûr que le protocole sera bien conçu ? En effet, une fois qu'un projet est accepté, il est difficile de suivre ce qui est fait, ce qui réduit la construction collective du retour d'expérience par espèces.

De même, les critères de sélection du site d'accueil n'étaient parfois pas encore connus, ce qui ne permettait pas de déterminer s'il est adapté à l'espèce transloquée. Or, les caractéristiques écologiques du site d'accueil sont l'un des critères les plus importants pour le succès de la translocation (Noël *et al.* 2011 ; Albrecht et Long 2019 ; Draper *et al.* 2019). La législation relative à la séquence ERC n'exige pas un protocole : pour les mesures compensatoires, il est nécessaire de démontrer leur faisabilité et leur efficacité (MEDDE 2012 ; Cerema 2018). Mais la translocation est surtout expérimentale, classée comme mesure d'accompagnement, et ne nécessite donc pas de démonstration. La question de l'utilité

de la mesure se pose : si la translocation n'apporte pas de retour d'expérience pour améliorer la pratique de la translocation et ne prend pas toutes les précautions nécessaires pour obtenir une population viable, il ne semble pas utile de proposer cette mesure. Dans l'ensemble, les protocoles de translocation n'adoptent pas une approche scientifique expérimentale, bien qu'il s'agisse de l'un des critères de réussite les plus importants (Silcock *et al.* 2019).

Avis du CNPN. Dans une demande de dérogation, de nombreux éléments sont considérés pour que le CNPN donne un avis favorable. La translocation est loin d'être l'élément central, pourtant nous avons montré qu'une demande de dérogation avait plus de chance d'avoir un avis favorable lorsque certains critères du protocole de translocation étaient remplis. En effet, lorsque le site d'accueil de la translocation était protégé, et qu'un suivi post-translocation était prévu, la demande de dérogation recevait plus souvent un avis favorable.

De plus, lorsque le nombre d'individus à transloquer dépassait 50, les chances d'obtenir un avis favorable à la demande de dérogation diminuaient. Ceci est surprenant, car lorsque les impacts ont été bien réduits, la translocation semble moins pertinente pour seulement quelques individus restants, bien que cela soit suggéré dans certaines des demandes de dérogation examinées ici. En outre, la translocation d'un grand nombre d'individus (au moins 50 selon certains auteurs) augmente la viabilité de la population transloquée (Godefroid *et al.* 2011 ; Maschinski et Albrecht 2017 ; Silcock *et al.* 2019). Un autre résultat surprenant, difficile à expliquer, est que les dossiers avec un avis défavorable avaient plus souvent une période de translocation favorable pour l'espèce.

Recommandations. Le choix du site d'accueil avec une méthode de sélection précise et argumentée est crucial pour le succès de la translocation (Maschinski et Albrecht 2017 ; Albrecht et Long 2019). En effet, des conditions défavorables pour l'espèce transloquée peuvent rapidement conduire à l'échec. Il est donc nécessaire de choisir un site dont la végétation et le sol sont similaires à ceux du site source. Une fois sélectionnés, les risques du site d'accueil (comme le piétinement, la récolte, l'herbivorie) doivent être identifiés (Jusaitis 2005). Certains d'entre eux peuvent être éliminés en protégeant le site d'accueil (Godefroid *et al.* 2011 ; Fenu *et al.* 2016 ; Dillon *et al.* 2018) par l'installation de clôtures ou par la mise en place d'un statut de protection. Selon certains auteurs, l'arrosage est également un facteur augmentant le succès d'une translocation, surtout dans les régions au climat sec (Dillon *et al.* 2018 ; Silcock *et al.* 2019).

La translocation au plus près du site d'origine est souvent recommandée, mais des alternatives peuvent être justifiables. Compte tenu des changements climatiques, les sites d'accueil proches des sites d'origine pourraient se révéler défavorables dans un avenir proche. Par conséquent, il peut être recommandé de procéder à une translocation plus au nord ou à une altitude plus élevée afin d'anticiper les effets du changement climatique et de s'adapter localement (Diallo *et al.* 2021).

Il est essentiel de détailler les protocoles de translocation dans les demandes de dérogation pour permettre leur bonne évaluation. Le CNPN doit être en mesure de donner un avis éclairé sur la base des mesures recommandées dans la demande de dérogation. En outre, de nombreuses translocations ont été effectuées au cours des années, de sorte que des retours d'expériences devraient être disponibles. Les retours d'expériences permettent de répéter un protocole qui a donné de bons résultats et d'éviter de commettre les mêmes erreurs. Pour choisir le protocole approprié, un expert du taxon étudié ou des conservatoires botaniques sont essentiels. Mais l'avis des experts du CNPN n'est que consultatif : les décideurs peuvent aller à l'encontre de cet avis. De plus, l'administration française décide de demander ou non l'avis du CNPN pour chaque dossier. Il est dommage que l'avis des experts ne soit que facultatif et pas toujours suivi, cela donne moins de poids aux scientifiques de l'environnement.

Enfin, il est essentiel d'effectuer un suivi après les translocations (Godefroid *et al.* 2011 ; Monks *et al.* 2012 ; Fenu *et al.* 2019). Ce suivi doit durer au moins dix ans pour les annuelles et plus longtemps (souvent 30 ans) pour les vivaces. Un suivi à court terme ne fournit pas d'informations suffisantes sur l'établissement d'une population (Drayton et Primack 2012 ; Jusaitis 2012). Un comptage des individus au stade végétatif et en floraison doit être effectué pour obtenir des données de suivi informatives, et ces données doivent être transmises aux autorités environnementales. Lorsque cela est possible, un site témoin peut être défini en considérant un site non impacté avec une population de la même espèce en bon état de conservation. Ainsi, le suivi permet de comparer la population témoin avec la population transloquée afin de déterminer ce qui est dû notamment aux variations climatiques interannuelles (Colas *et al.* 1997, 2008 ; Menges 2008 ; Monks *et al.* 2012). L'objectif de ce suivi est également d'établir un retour d'expérience collectif pour améliorer le succès des futures translocations.

Conclusion. Pour améliorer la pratique de la translocation réglementaire, il est nécessaire de renforcer sa description au stade de la demande de dérogation. Après avoir évité et réduit l'impact, la translocation vient donc en dernier recours. Les demandes de dérogation devraient plus clairement détailler les traits biologiques et écologiques de l'espèce concernée et argumenter le protocole de translocation qu'elles souhaitent mettre en œuvre. Une plus grande rigueur scientifique devrait également être exigée sur la base des lignes directrices pour le protocole de translocation et la construction collective de retours d'expériences pour garantir l'absence de perte nette d'espèces végétales protégées.

Manuscrit 3

Jeu de données sur les coûts de la séquence ERC et des translocations végétales en France

Margaux JULIEN[1,2]*, Bruno COLAS[3], Serge MULLER[4¤], Bertrand SCHATZ[1¤]

Publié le 16 décembre 2021 dans *Data in brief*

Référence : Julien, M., Colas, B., Muller, S., Schatz, B. 2022. Dataset of costs of the mitigation hierarchy and plant translocations in France. *Data in brief* 40 (107722). https://doi.org/10.1016/j.dib.2021.107722

Résumé : Ces données sont issues des demandes de dérogation pour la destruction d'espèces protégées dans le cadre de travaux de construction ou d'aménagement en France. Ces demandes de dérogation comprennent, entre autres, le contenu d'une étude d'impact sur l'environnement et les coûts des mesures proposées pour réduire l'impact sur l'environnement. Dans l'article lié à ce jeu de données, nous avons étudié la qualité des protocoles de translocations végétales dans 95 dossiers de dérogation (voir Julien et al., 2022). Nous avons également collecté lors de la lecture des dossiers des données que nous mettons à disposition ici sur les coûts (i) du projet total, (ii) de la séquence ERC et (iii) des opérations de translocation des plantes et de leur suivi.
Ces données complètent notre article précédemment cité en documentant le coût des translocations et de la séquence ERC, et de leur proportion rapportée au coût total d'un projet. Ces données peuvent être utiles aux parties prenantes de l'environnement, mais aussi à d'autres études visant à déterminer la mesure dans laquelle l'environnement est pris en compte dans l'aménagement du territoire.

Mots-clefs : Étude d'impact environnemental, compensation, aménagement du territoire, translocation réglementaire

[1]CEFE, CNRS, Univ Montpellier, EPHE, IRD, Montpellier, France

[2]Ecotonia, 60 rue tourmaline, 13510, Eguilles, France

[3]Université Paris-Saclay, CNRS, AgroParisTech, Écologie Systématique et Évolution, 91405, Orsay, France

[4]Muséum National d'Histoire Naturelle, UMR 7205, MNHN-CNRS-UPMC-EPHE-UA, CP 39, 16 rue Buffon, 75005, Paris, France

[¤]Members of the CNPN

* corresponding author: margaux.julien@cefe.cnrs.fr

Tableau descriptif

Domaine	Sciences de l'environnement - Gestion, surveillance, politique et droit
Domaine spécifique	Coûts économiques, séquence ERC, translocation végétale
Type de données	Tableau
Comment les données ont-elles été acquises ?	Les données sont extraites sans modification des fichiers de demande de dérogation. Ces dossiers sont demandés par l'administration française lorsque des espèces protégées sont impactées par un projet d'aménagement et comprennent les informations contenues dans une étude d'impact environnemental.
Format des données	Brut
Mode de collection des données	Nous avons collecté les données présentes dans les dossiers de dérogation réalisés en France entre 2018 et 2020. Ces données ont donné lieu à un article sur la qualité des protocoles de translocations végétales dans les dossiers de dérogation. En complément de cet article, nous présentons ici d'autres données collectées par la même occasion, portant sur les coûts. Elles complètent l'analyse sur les protocoles de translocation, en donnant les coûts prévisionnels des translocations, de la séquence ERC et du projet total.
Description de la collecte de données	Pour chaque fichier, différents paramètres ont été déterminés lors de leur lecture. En particulier, le coût total du projet et le coût de la séquence ERC sont relevés. Il est important de connaître ces coûts, car cela montre la part du budget consacrée à la réduction des impacts environnementaux dans un projet d'aménagement. L'article principal se concentre sur les translocations végétales, nous avons donc également enregistré les coûts des opérations de translocation. Une opération peut concerner une ou plusieurs espèces végétales. Le coût de l'opération, le coût du suivi, et le coût de l'ensemble de l'opération sont enregistrés pour chaque dossier. Les opérations de translocation présentées ici sont les mêmes que celles de Julien et al. (2022).

Accessibilité des données	Nom du dépôt : Data costs of land planning projects and plant translocations Numéro d'identification des données : doi : 10.17632/k72c3pfr9r.1 URL direct vers les données : https://data.mendeley.com/datasets/k72c3pfr9r/1
Article de recherche associé	M. Julien, B. Colas, S. Muller, B. Schatz, Quality assessment of mitigation translocation protocols for protected plants in France, J. Environ. Manag. 302, 114064 (2022) https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114064

Valeur des données

- Ces données sont utiles, car elles donnent une idée de la proportion de la séquence ERC dans un projet. Ces données ne sont pas facilement accessibles, il est donc difficile de connaître ces coûts.
- Les coûts de la séquence ERC peuvent indiquer dans quelle mesure l'environnement est pris en compte dans les projets de développement.
- Ces données peuvent être utilisées par (1) les acteurs de l'environnement pour mieux estimer les coûts de la séquence ERC d'un nouveau projet, et (2) l'administration française pour prendre des décisions sur les politiques environnementales.
- Ces données ne couvrent que la période 2018 à 2020 et peuvent compléter les futures études sur le sujet.

1. Description des données

Le fichier « Data costs.xlsx » fournit des informations sur les coûts de la séquence ERC et le coût total d'un projet de développement. Parmi les 92 fichiers étudiés, le coût de l'ensemble de la séquence ERC est indiqué dans 80,4% des fichiers et seulement dans 38,0% pour le coût total du projet. Le coût médian de la séquence ERC était d'environ 399 595 € (valeur médiane calculée sur 74 dossiers ; 1er quartile = 126 087 € ; 3ème quartile = 913 925 €), tandis que le coût total médian du projet était d'environ 20 000 000 € (valeur médiane calculée sur 35 dossiers ; 1er quartile = 7 906 357 € ; 3e quartile = 50 500 000 €). La séquence ERC représentait 1,96% du coût total du projet (valeur médiane calculée sur 28 fichiers ; 1er quartile = 0,53% ; 3ème quartile = 4,96%).

Le fichier « Data costs translocation.xlsx » fournit des informations sur le coût de la translocation, qui a été indiqué dans 63,1% des cas, et dans 48,5% des cas pour le coût du suivi post-translocation. La translocation et le suivi post-translocation représentent respectivement 1,20% (valeur médiane calculée sur 37 dossiers ; 1er quartile = 0,29% ; 3ème quartile = 4,57%) et 3,12% (valeur médiane calculée sur 25 dossiers ; 1er quartile = 0,56% ; 3e quartile = 13,4%) du coût de la séquence ERC. Le coût médian pour une opération de translocation était de 3600 € (1er quartile = 2000 € ; 3ème quartile = 7400 € pour 40 dossiers). Le coût médian du suivi post-translocation pendant un an était de 5400 € (1er quartile = 3300 € ; 3e quartile = 12 000 € pour 19 dossiers).

La Figure 23 montre la relation entre le coût de la séquence ERC et le coût total, et le coût de la séquence ERC et le coût de l'opération de translocation. Avec un test de corrélation de Spearman, nous avons déterminé qu'il y avait effectivement une relation positive entre le coût de la séquence ERC et le coût total du projet (rho=0,59 ; valeur p=2e10-10). En revanche, il n'y a pas de corrélation entre la séquence ERC et le coût de l'opération de translocation (rho=0.09 ; p-value=0.54). Nous pouvons expliquer cela par le fait que la translocation est une mesure parmi d'autres dans la séquence ERC, et que la translocation ne sera pas d'une plus grande ampleur lorsqu'il y a un plus grand nombre de mesures.

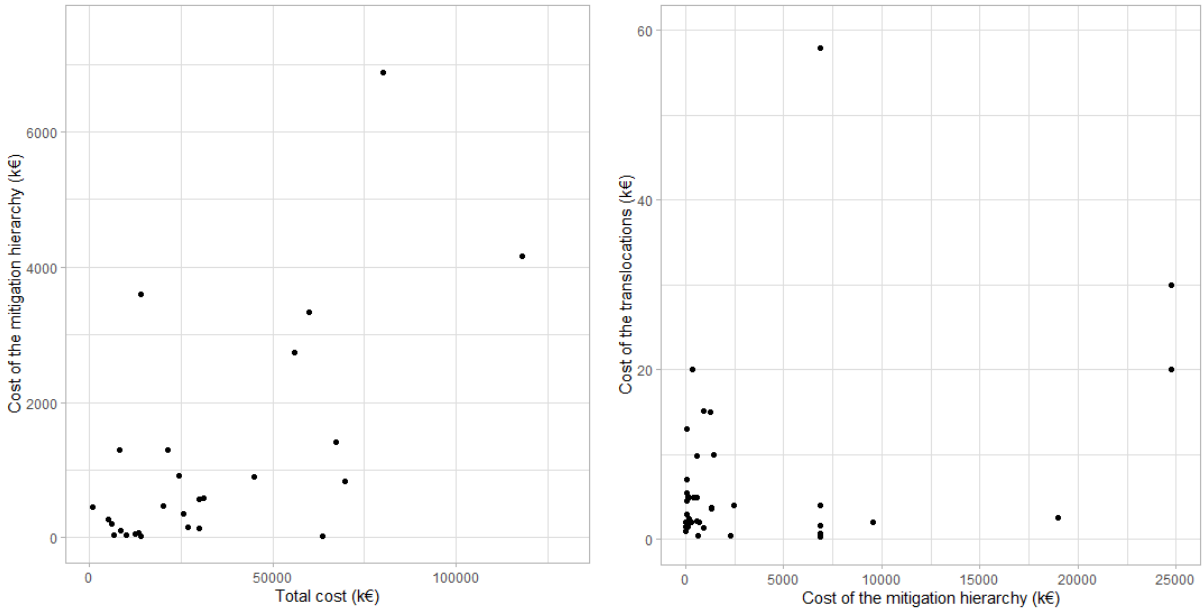


Figure 23 : À gauche, coût de la séquence ERC en fonction du coût total du projet. À droite, coût de l'opération de translocation en fonction de la séquence ERC.

Conception expérimentale, matériel et méthodes

Nous avons lu 92 dossiers de dérogation examinés par le Conseil National de la Protection de la Nature. (ci-après CNPN) entre 2018 et 2020 pour évaluer la qualité des protocoles de translocations végétales. Le CNPN est un conseil scientifique français, donnant un avis technique et scientifique consultatif sur la prise en compte de l'environnement dans les dossiers d'aménagement du territoire. Par conséquent,

ces dossiers de dérogation contiennent une analyse des impacts que le projet aura sur l'environnement et les mesures qui seront mises en œuvre pour atténuer et compenser ces impacts. Nous avons analysé les protocoles proposés pour la translocation de populations végétales impactées par des projets d'aménagement, ce qui a fait l'objet d'un article (Julien *et al.* 2022).

Dans le même temps, nous avons noté les coûts estimés de ces mêmes opérations de translocation. Ces informations sont souvent difficiles d'accès dans la littérature. La séquence ERC et le coût total du projet sont également disponibles dans certains de ces dossiers. Ils indiquent dans quelle mesure l'environnement est pris en compte dans l'aménagement du territoire.

Nous avons effectué certaines analyses en utilisant R 3.6.3. Les données sur les coûts ne suivent pas une distribution normale (graphiquement), nous avons donc calculé le pourcentage médian que la séquence ERC représente dans le coût total du projet. Ensuite, nous avons estimé le pourcentage médian que la translocation et le suivi post-translocation représentaient dans le coût de séquence ERC. Enfin, nous avons évalué le coût médian d'une opération de translocation et du suivi post-translocation.

Des tests de corrélation de Spearman ont été effectués pour déterminer s'il existe une relation entre le coût de la séquence ERC et le coût total du projet, et entre le coût de la séquence ERC et le coût de l'opération de translocation.

Chapitre 3 – Un temps de suivi post-translocation encore trop faible

Résumé du chapitre 3

Après avoir étudié les protocoles de translocation au chapitre précédent, nous nous intéressons ici à la dernière étape d'une translocation : son suivi. Cette étape est primordiale pour permettre d'évaluer ce qui a été réalisé, de contribuer aux retours d'expériences et d'améliorer les techniques utilisées. Pour cela, il est nécessaire de revenir régulièrement sur le site d'accueil, afin de suivre le devenir de la population transloquée au moins sur du moyen terme. Dans ce chapitre, nous souhaitons en savoir plus sur le suivi afin de déterminer si cette étape est correctement réalisée, mais également travailler sur la question du succès : est-il influencé par certains paramètres de l'opération de translocation ?

Dans le **Manuscrit 4**, nous étudions la durée du suivi afin de déterminer si elle est la même dans tous les cas, ou si elle peut être influencée par l'objectif de la translocation et par d'autres caractéristiques propres aux techniques utilisées et/ou à l'espèce cible. Nous avons démontré que la durée de suivi varie selon différents paramètres. Lorsque la translocation est réalisée dans un cadre réglementaire, un suivi juste après translocation est quasiment toujours effectué, mais le suivi diminue très vite dans le temps. Pour les translocations volontaires, l'effort de suivi est moindre juste après la translocation, mais diminue moins vite au cours du temps en comparaison aux translocations réglementaires. De plus, nous remarquons que lorsque la translocation concerne un grand nombre de plantes, le temps de suivi est plus conséquent, probablement car l'investissement en temps et en financement de départ était également plus conséquent. Globalement, nous avons montré que les suivis sont de courte durée, et que les retours d'expériences sont difficiles d'accès. Ces deux points limitent considérablement le partage d'expériences entre les acteurs et ne permet pas un apprentissage collectif.

Nous étudions également l'extinction des populations transloquées dans cet article : le taux d'extinction des populations transloquées issues de semis est bien plus fort, dès les premières années, comparé à celui des populations issues de plantations mais uniquement lorsque le nombre d'individus est important. Il n'y a pas de différence des taux d'extinction selon l'objectif de la translocation. Dans l'ensemble, les extinctions ont lieu dans les 4 premières années après la translocation.

Nous présentons aussi des résultats complémentaires sur le suivi : nous avons des informations sur les tailles de populations à chaque suivi post-translocation. Ces données nous permettent de travailler sur le succès, en utilisant le taux de croissance pour approximer ce succès. Nous présentons différents résultats, mais encore partiels et ne pouvant pas amener à une conclusion à ce jour. Cette partie pose la question

des indicateurs de suivi : les espèces suivies peuvent être très différentes entre elles, il peut donc être difficile d'utiliser un seul et même critère. Mais des indicateurs communs permettraient une comparaison plus aisée. La taille de la population suivie, utilisée ici, est un indicateur couramment utilisé, et permet de mesurer non seulement la survie mais également le développement de la population.

Ce chapitre a fait l'objet d'un article en cours de préparation (**Manuscrit 4**), et l'étude du succès fera l'objet d'une future publication. Dans ce chapitre, nous étudions à la fois les translocations réglementaires et les translocations volontaires.

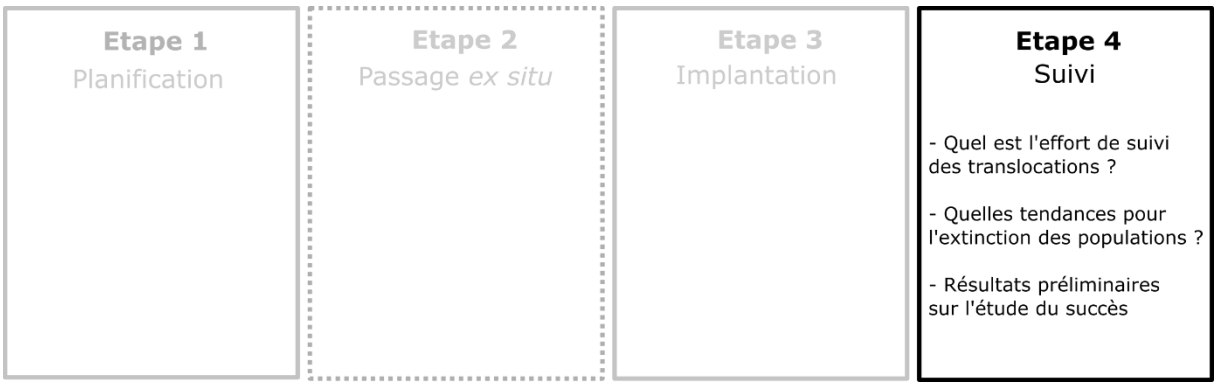


Figure 24 : Mise en évidence des étapes de translocation étudiées dans le chapitre 3

Manuscrit 4

Durée de suivi des translocations de plantes volontaires et réglementaires

Margaux JULIEN[1,2*], Bertrand SCHATZ[1], Alexandre ROBERT[3], Bruno COLAS[4]

Article soumis le 14 octobre 2022 dans la revue *Plant Ecology*

Résumé : Les translocations d'espèces sont de plus en plus utilisées pour améliorer l'état de conservation d'espèces menacées, restaurer des communautés ou en réponse à la séquence ERC. Le suivi post-translocation est une étape essentielle car seules les données démographiques collectées sur une période suffisamment longue peuvent être utilisées pour estimer si une population transloquée est viable, et ainsi déterminer si la translocation est réussie. Nous avons recueilli des données de suivi à partir de 575 translocations végétales afin de déterminer comment la durée de suivi des unités de population transloquées varie en fonction du type de translocation (volontaire, c'est-à-dire des translocations de conservation entreprises sur une base volontaire, ou d'atténuation, c'est-à-dire des translocations entreprises face à la menace de destruction directe) et du type et du nombre de propagules.

Nous montrons que les translocations d'atténuation ont été plus souvent suivies peu après la translocation, mais pendant moins d'années que les translocations volontaires. De même, lorsque les populations sont transloquées à partir de **diaspores**, elles sont plus souvent suivies peu de temps après la translocation, mais pendant une période plus courte que lorsqu'elles sont transloquées à partir de plantes. En outre, la durée du suivi augmentait avec le nombre de plantes transloquées, mais pas pour les diaspores. Dix ans après la translocation, le suivi avait cessé pour 92 % des unités de population transloquées. Bien que les programmes de translocation volontaire et réglementaire présentent des schémas de suivi temporelle distincts, les deux types de translocation sont associés à un arrêt rapide du suivi puisque moins de 40 % des populations non éteintes sont suivies après 4 ans. Nous recommandons que les translocations fassent l'objet d'un suivi plus assidu, sur de plus longues périodes, et que les données de suivi soient facilement disponibles pour améliorer les futures translocations.

Mots-clefs : Translocation végétale, Suivi, Conservation, Séquence ERC

[1]CEFE, CNRS, Univ Montpellier, EPHE, IRD, Montpellier, France

[2]Ecotonia, 60 rue tourmaline, 13510, Eguilles, France

[3]CESCO, MNHN, CNRS, Sorbonne Université, CP 135, 57 rue Cuvier, 75005 Paris, France

[4] Université Paris-Saclay, CNRS, AgroParisTech, Écologie Systématique et Évolution, 91405, Orsay, France

* corresponding author: margaux.julien@cefe.cnrs.fr

1. Introduction

Les translocations sont des mouvements d'origine humaine d'organismes vivants dans des écosystèmes plus ou moins anthropisés. Elles peuvent être accidentelles (par exemple Bertelsmeier *et al.* 2017) ou intentionnelles. Les translocations intentionnelles ont des objectifs variés qui peuvent être, par exemple, esthétiques (par exemple, introduction d'acacias australiens sur d'autres continents, Carruthers *et al.* 2011), récréatifs (par exemple, lâcher de poissons dans un étang pour la pêche, Collins et Mitchell 1996), de génie civil (par exemple, végétalisation d'un talus routier pour éviter l'érosion, Cerdà 2007), ou des réponses à des conflits homme/nature (par exemple, déplacement de serpents loin des villes Cornelis *et al.* 2021), de conservation (par exemple, améliorer le statut de conservation d'une espèce menacée, Cogoni *et al.* 2013), etc. Dans le cas d'une translocation végétale à des fins de conservation, l'objectif principal peut être d'améliorer l'état de conservation d'une espèce, à l'échelle locale ou mondiale, ou de restaurer les fonctions ou processus naturels d'un écosystème (IUCN/SSC 2013). Bien que l'utilisation des translocations à ces fins de conservation soit beaucoup plus récente que pour d'autres objectifs (Osborne 2000), elle est devenue suffisamment répandue pour que l'UICN juge nécessaire de publier des lignes directrices pour les réintroductions et autres translocations de conservation (IUCN/SSC 2013). Dans ces lignes directrices, l'UICN catégorise les translocations de conservation comme des renforcements, des réintroductions ou des introductions de conservation selon que les individus soient transloqués dans ou hors de la zone d'occurrence de l'espèce et que d'autres individus de l'espèce soient présents ou non sur le site d'accueil (Seddon 2010 ; Hällfors *et al.* 2014).

Les translocations réglementaires visent à la relocalisation rapide d'individus menacés de destruction par un changement d'affectation des terres (par exemple, lors de la construction d'une route). Ces translocations ont émergé et se sont généralisées dans de nombreux pays avec l'application de procédures légales pour les espèces protégées dans le cadre de la séquence ERC (éviter, réduire, compenser, Germano *et al.* 2015 ; Bradley *et al.* 2020 ; Julien *et al.* 2022). En fonction du projet de développement et des réglementations nationales ou régionales, les propositions de translocation peuvent apparaître comme des mesures de réduction, de compensation ou d'accompagnement dans la séquence ERC (Julien *et al.* 2022). Les translocations réglementaires peuvent être des translocations de conservation au sens de l'UICN si le déplacement des individus impactés par le projet d'aménagement est destiné à entraîner « un bénéfice de conservation mesurable aux niveaux d'une population, d'une espèce ou d'un écosystème » (IUCN/SSC 2013). Mais si, par exemple, les individus sont déplacés vers une population qui a atteint la capacité de charge du milieu et où ils n'apportent pas de diversité génétique potentiellement favorable, la viabilité de la population hôte ne sera pas améliorée, ni l'état de conservation de l'espèce, et la translocation ne pourra pas être considérée comme une translocation de conservation. De plus, alors que les translocations de conservation sont souvent initiées et conduites par des naturalistes ou des scientifiques ayant une bonne connaissance de l'espèce transférée et un certain

bagage en biologie des populations, ce n'est pas forcément le cas pour les translocations réglementaires (Germano *et al.* 2015 ; Julien *et al.* 2022). Par conséquent, les translocations réglementaires sont assez controversées et sont parfois considérées comme un outil utilisé par les aménageurs pour faire accepter plus facilement leurs projets malgré des résultats incertains (Fahselt 2007).

Le suivi post-translocation est essentiel pour connaître et évaluer les résultats de l'opération. Les données sur les individus (survie et reproduction des individus transloqués), les populations (distributions par âge ou stade, taux démographiques, taille de population) et les écosystèmes peuvent fournir des informations permettant d'améliorer les connaissances sur les espèces cibles et la pratique de la translocation (Berger-Tal *et al.* 2020 ; Monnier-Corbel *et al.* 2022b), en particulier si les populations naturelles sont suivies simultanément avec les populations transloquées (par exemple, Colas *et al.* 2008) ou si le protocole de translocation a suivi un plan expérimental (par exemple, Zimmer *et al.* 2016).

Comme l'ont déjà souligné de nombreux auteurs (Albrecht *et al.* 2011 ; Godefroid *et al.* 2011 ; Dalrymple *et al.* 2012 ; Diallo *et al.* 2021), les suivis des translocations sont éparpillés dans la littérature scientifique et grise et sont parfois difficiles d'accès (par exemple les rapports d'activité des bureaux d'études environnementaux). En particulier, les données des translocations considérées comme des échecs par leurs promoteurs (extinction de la population) ne sont pas souvent partagées, même si ces données sont précieuses pour les futures translocations (Seddon *et al.* 2007 ; Abeli et Dixon 2016). Si l'objectif principal de la translocation est d'obtenir une population viable de l'espèce transloquée, comme cela devrait être le cas pour toute translocation de conservation axée sur les espèces, il est attendu du suivi qu'il fournisse une certaine indication de la possibilité d'extinction de la population. Des données démographiques sur plusieurs années permettent de projeter dans l'avenir des trajectoires de population dont la plausibilité peut être estimée à l'aide d'outils d'analyse de viabilité des populations (Beissinger et McCullough 2002). Malheureusement, les données les plus pertinentes pour estimer la viabilité d'une population sur le moyen ou le long terme sont celles qui correspondent au moment où la population a atteint la capacité de charge du milieu (Sarrazin 2007 ; Robert *et al.* 2015 ; Seddon et Armstrong 2019), ce qui peut survenir après un nombre d'années très variable après la translocation, en fonction du milieu et du temps de génération de l'espèce. De plus, la capacité de charge du milieu est parfois difficile à appliquer pour les espèces avec des distributions dispersées (Monnier-Corbel *et al.* 2022a) lorsque les limites géographiques de la population sont fluctuantes ou lorsque, dans une zone donnée, la surface des sous-unités d'habitat favorable varie. Il est donc utile de disposer d'indicateurs de succès à court terme, à moyen terme et à long terme. Sur plus de dix ans de suivi, il est souvent possible d'observer des événements de reproduction et de recrutement, utilisés comme indicateurs de succès (Bacon *et al.* 2017 ; Albrecht *et al.* 2019), de documenter des schémas temporels de recrutement (Jusaitis 2012), d'estimer les probabilités de survie (Hardouin *et al.* 2014) et les taux de croissance des populations (Colas *et al.* 2008). Des suivis trop courts peuvent conduire à des conclusions trop hâtives sur le résultat des

translocations si la dynamique à long terme est différente (Albrecht *et al.* 2011). Dans une méta-analyse des translocations de plantes, Dalrymple et al. (2012) se sont heurtés au manque de disponibilité des suivis. En outre, ceux-ci étaient souvent courts, ne laissant aucune possibilité d'observer les événements de reproduction ou de recrutement. Ces dernières années, des bases de données ont été développées pour compiler les suivis (Silcock *et al.* 2021 ; Abeli *et al.* 2021), mais l'accès à ces bases de données et leur utilisation par les gestionnaires semblent être limités à ce jour. La diffusion de ces résultats doit permettre (i) de fournir aux gestionnaires un retour d'expérience utile pour améliorer les futurs protocoles de translocation pour la même espèce ou des espèces similaires, (ii) d'informer les experts chargés de donner des avis sur les projets de translocation et les décideurs chargés d'autoriser ou non ces projets, et (iii) plus généralement, d'améliorer la conduite des politiques publiques de conservation et de gestion des territoires, par exemple en s'appuyant sur des stratégies de trames vertes s'il s'avère que les objectifs des translocations ne sont trop souvent pas atteints au regard des coûts qu'elles engendrent.

Dans ce contexte, nous proposons d'étudier le temps de suivi post-translocation sur les opérations de translocations végétales en Europe en partie regroupées dans la base de données TransLoc. Notre objectif est de documenter la durée du suivi et les facteurs qui l'influencent, et d'analyser les facteurs autres que l'extinction rapide des populations qui sont susceptibles d'influencer la tendance à l'arrêt précoce du suivi. Le premier facteur est la motivation de la translocation, qu'il s'agisse d'une translocation de conservation volontaire ou d'une translocation réglementaire. Les deux autres facteurs étudiés sont le type de propagules transférées (diaspores ou plantes végétatives ou reproductrices) et leur nombre. Nous faisons l'hypothèse que, par rapport aux translocations réglementaires, les translocations volontaires donneront lieu à un suivi plus long de la population après la translocation, car la mise en place du projet de translocation est une initiative qui n'a pas été imposée par une autorité environnementale extérieure et qui est donc susceptible de générer une motivation intrinsèque pour observer le résultat du travail initié. De même, étant donné qu'il faut plus d'efforts pour transplanter des individus végétatifs que pour semer des graines, et pour transplanter beaucoup que pour transplanter peu, nous faisons la double hypothèse que le suivi est plus long dans les populations transplantées que dans les populations semées, et dans celles où beaucoup d'individus ont été transloqués que dans celles où peu l'ont été.

2. Matériel et méthodes

Dans cette étude, nous utilisons le terme « unité de population transloquée » (UPT) pour décrire un groupe d'individus de la même espèce, transloqué vers un site hôte donné avec des propagules du même type (par exemple, des graines, des plantules, etc.). Nous utilisons le terme « opération » pour désigner les translocations de plusieurs UPT entreprises par le même organisme et faisant partie du même

ensemble spatial ou technique (par exemple, même protocole ou provenance des propagules), et pour lesquelles des données de suivi sont disponibles pour chacune des UPT. Nous parlons d'« un suivi » pour désigner l'ensemble du suivi d'une seule UPT, qui peut avoir eu lieu sur plusieurs années, et le terme « données de suivi » pour désigner l'ensemble des suivis auxquels nous avons accès.

2.1. Collecte de données

Nous avons utilisé la base de données TransLoc (http://translocations.in2p3.fr/) pour collecter les données de suivi des translocations de conservation sous différents formats (articles revus par des pairs, rapports, données brutes et articles destinés au public). Les informations manquantes (par exemple, l'année manquante pour une UPT particulière) ont été obtenues en contactant les organisations en charge du suivi post-translocation (principalement des bureaux d'études environnementales, des conservatoires botaniques ou des chercheurs). D'autres organisations (services instructeurs, bureaux d'études environnementales, conservatoires botaniques, gestionnaires d'espaces naturels) ont été contactées pour accéder aux données sur des translocations réglementaires supplémentaires (la base de données TransLoc est dédiée aux translocations de conservation uniquement, dont la plupart sont volontaires, une minorité étant des translocations réglementaires à objectif de conservation). Dans ce qui suit, nous distinguons les translocations volontaires de celles réglementaires, mises en œuvre dans le cadre de la séquence ERC. Les données de suivi post-translocation proviennent de toute l'Europe, mais principalement de France (73%). Nous n'avons conservé que les UPT pour lesquelles au moins une année de suivi était disponible, afin d'éliminer toutes les UPT pour lesquelles le suivi n'existe pas, est confidentiel ou était trop difficile d'accès. Pour les suivis conservés, certaines années étaient manquantes, et au bout d'un temps variable, le suivi est arrêté (ou n'a plus été rapporté). Nous avons considéré qu'aucun suivi n'avait été effectué lorsque l'information n'était pas accessible.

Nous n'avons conservé que les données de suivi qui contenaient des informations au niveau de l'UPT, généralement la taille de celui-ci, et les UPT étant constituées à partir d'un seul événement de translocation. Nous avons choisi d'éliminer les UPT dans lesquelles les populations naturelles et transloquées fusionnaient, afin de faciliter la comparaison entre les UPT (moins de 20 UPT dans ce cas). Nous avons extrait les informations suivantes pour chaque UPT : l'espèce, le nombre et le type de propagules transloquées, l'année de la translocation, le type d'organisation en charge du suivi, et la taille de l'UPT pour chaque année de suivi (individus transloqués vivants et nouvelles générations issues de ces individus). Nous avons également attribué un code unique pour les UPT qui font partie de la même opération. Dans le cas où une extinction était documentée, nous avons noté la raison donnée par les auteurs pour cette extinction.

En juillet 2022, la base de données TransLoc contenait 735 populations transloquées, dont 156 (21,2%) répondaient à nos critères après avoir collecté des informations supplémentaires pour cette étude. Ces

156 populations transloquées ont été divisées en 351 UPT bien identifiées. Afin d'augmenter notre base de données, nous avons contacté différents organismes (principalement des services des départements français, des bureaux d'études environnementaux, des conservatoires botaniques, des acteurs des espaces naturels) pour accéder à des données sur des translocations supplémentaires, ce qui nous a permis d'augmenter notre base de données à un nombre total de 575 UPT. Parmi elles, 271 provenaient de translocations réglementaires et 304 de translocations volontaires. Elles provenaient de toute l'Europe, mais principalement de France (73%).

Chaque UPT de notre ensemble de données avait un code d'opération (plusieurs UPT pouvaient faire partie de la même opération), un nom d'espèce, un nombre et un type de propagules transloquées, une année de translocation, et un type d'organisation en charge du suivi. La taille de l'UPT a été notée T lorsqu'elle correspondait à l'estimation de l'abondance du matériel végétal transloqué, et N0 lorsqu'elle correspondait au premier suivi post-translocation, survenant soit la même année que la translocation (par exemple, à la fin de l'année lorsque le matériel végétal a été transloqué au début), soit l'année suivante. Les tailles des UPT des années suivantes ont été notées N1, N2, ..., Nt. Dans toutes les analyses, nous avons considéré un pas de temps annuel entre Nt et Nt+1. Le nombre maximal possible d'années de suivi pour une UPT donnée dépendait de l'année de translocation. Les séries chronologiques de tailles d'UPT pouvaient comporter des données manquantes pour une ou plusieurs années. Elles pouvaient également s'arrêter (ou ne plus être rapportées), parfois après une extinction (UPT de taille 0), parfois non. Dans les cas où l'extinction était documentée, nous avons noté la raison donnée par les auteurs pour cette extinction.

2.2.1. Analyses des données

Pour chaque UPT, nous avons déterminé le nombre d'années de suivi que nous aurions dû obtenir dans le cas idéal où le suivi avait été réalisé chaque année après la translocation, avec un arrêt du suivi l'année de la collecte des données (2021) et en excluant toutes les années suivant une extinction documentée. Compte tenu de la disparité des données entre la France et le reste de l'Europe, nous avons effectué des analyses séparées pour la France et les autres pays ; nous les avons ensuite comparées aux analyses incluant toutes les données.

Nous avons cherché à savoir si la durée du suivi post-translocation était liée aux objectifs de la translocation, au nombre et au type de propagules transloquées, au type d'organisation en charge du suivi et à une classification simplifiée des formes de vie des plantes basée sur celle de Raunkier (Raunkiaer 1934) : (i) ligneuse (chamaephyte et phanerophyte), (ii) non-géophyte (hémicryptophyte), (iii) géophyte (géophyte et hydrophyte), et (iv) annuelle (thérophyte). Pour chaque UPT, un vecteur de suivi post-translocation a été rempli avec 1 pour les années où un suivi a eu lieu et 0 pour les années sans suivi. Nous avons retiré de l'analyse les années postérieures à 2021, ainsi que toutes les années suivant une

extinction documentée, car nous ne nous attendons pas à ce que le suivi se poursuive après extinction d'une UPT. Ce vecteur a été analysé comme une variable de réponse à l'aide d'un modèle binomial linéaire généralisé à effets mixtes. Les différentes modalités de chaque variable sont détaillées dans le Tableau 6. Ce modèle a été réalisé en ne considérant que les 10 premières années car il s'agit d'une durée de suivi minimale raisonnable pour toutes les espèces végétales.

Tableau 6 : Variables explicatives utilisées dans le modèle de temps de suivi. Tous les effets aléatoires sont des facteurs.

Variables du modèle	**Description des modalités**
Effets fixes	
Temps	0 à 10 ; année après translocation (variable quantitative)
Objectif	Volontaire / Réglementaire (variable binaire)
Nombre	Valeur entière positive (nombre d'individus transloqués)
Propagule	Type de propagule transloqué : Plante / Diaspore (Variable binaire)
Organisation	Organisation en charge du suivi : Conservatoire / bureau d'études / laboratoire / gestionnaire d'espaces naturels / autre (Variable qualitative)
Type biologique	Ligneux / Non-géophyte / Géophyte / Annuel (Variable qualitative)
Effets aléatoires	
Dossier	Code unique pour chaque projet
Année	Année de la translocation, de 1971 à 2020, variable factorielle
Famille végétale	44 modalités

Nous avons d'abord construit un modèle avec l'ensemble des variables explicatives et des interactions qui nous semblaient pertinentes pour expliquer le temps de suivi (modèle 1). Ce modèle présentait des problèmes de convergence et de colinéarité, et nous avons donc construit d'autres modèles moins complexes, présentés dans le document supplémentaire 1, en supprimant certaines interactions et certains paramètres non essentiels à l'analyse. Nous avons déterminé le meilleur modèle par une procédure de sélection de modèles utilisant le critère d'information d'Akaike (AIC), dont nous présentons ici les résultats (Modèle 2).

(1) $Logit(Suivi)$

$$= Temps + Objectif + Organisation + Type\ biologique + \log(Nombre) + Propagule + Temps{:}\,Objectif + Temps{:}\,Type\ biologique + \log(Nombre){:}\,Propagule + Temps{:}\log(Nombre){:}\,Propagule + Temps{:}\,Organisation + (1|Dossier) + (1|Année) + (1|Famille)$$

$$(2)\ Logit(Suivi) = Temps + Objectif + \log(Nombre) + Propagule + Temps{:}\,Objectif + Temps{:}\log(Nombre){:}\,Propagule + (1|Dossier) + (1|Année) + (1|Famille)$$

2.3. Extinction des UPT

Nous avons considéré qu'une UPT était éteinte à l'année t si (1) la taille estimée de l'UPT était nulle l'année t et que le suivi s'est arrêté après l'année t, ou (2) la taille estimée de l'UPT était nulle l'année t et toutes les années t+n.

Pour chaque année de suivi, nous avons déterminé pour chaque UPT son statut : UPT éteint, suivi interrompu, suivi en cours. Nous avons ensuite calculé le pourcentage d'UPT éteintes, dont le suivi est interrompu et dont le suivi se poursuit, pour chaque année post-translocation. Nous réalisons les courbes de ces pourcentages pour le total des UPT, puis en fonction de différents paramètres : objectif de la translocation, type de propagules.

Nous avons utilisé R 4.1.2 pour toutes les analyses et le package *tidyverse* (Wickham et al. 2019). Les figures ont été modifiées à l'aide du logiciel Inkscape 1.0.2. Le package *lmerTest* a été utilisée pour réaliser les modèles et les packages *performance* et *effects* pour vérifier les modèles et tracer les effets (Fox 2003 ; Kuznetsova *et al.* 2017 ; Lüdecke *et al.* 2021). La carte a été réalisée avec QGIS 3.16.12.

3. Résultats

3.2. Source et nature des données

Notre jeu de données se compose de 152 espèces distinctes et de 44 familles distinctes. 53 % étaient des translocations réglementaires et 47 % des translocations volontaires. Nous avons recueilli des données sur 575 suivis d'UPT, allant de 1 à 19 ans de suivi. Si l'on considère chaque espèce une seule fois pour chaque opération de transfert (c'est-à-dire sans tenir compte du fait qu'il y a souvent plusieurs UPT de la même espèce dans la même opération), les espèces les plus fréquentes dans cet ensemble de données étaient *Aristolochia rotunda* L. (n=4), *Dianthus superbus* L. (n=4), *Rosa gallica* L. (n=4) et *Saxifraga hirculus* L. (n=4) ; aucune espèce végétale n'est donc dominante pour ces opérations. Les familles végétales les plus fréquentes étaient les Liliaceae (n=14), les Caryophyllaceae (n=13), les Asteraceae (n=11) et les Orchidaceae (n=10).

La plupart des UPT étaient localisées en France et, plus précisément, dans le sud-est de la France (Figure 25). En ce qui concerne les autres pays européens, les UPT sont principalement originaires d'Europe occidentale. Le Royaume-Uni est le second pays pour lequel nous avons le plus de données.

La plupart des UPT du jeu de données ont bénéficié d'un passage *ex situ* (62,1%), et 11,8% des UPT ont bénéficié d'un suivi individuel, c'est-à-dire que les individus transloqués ont été identifiés et suivis individuellement.

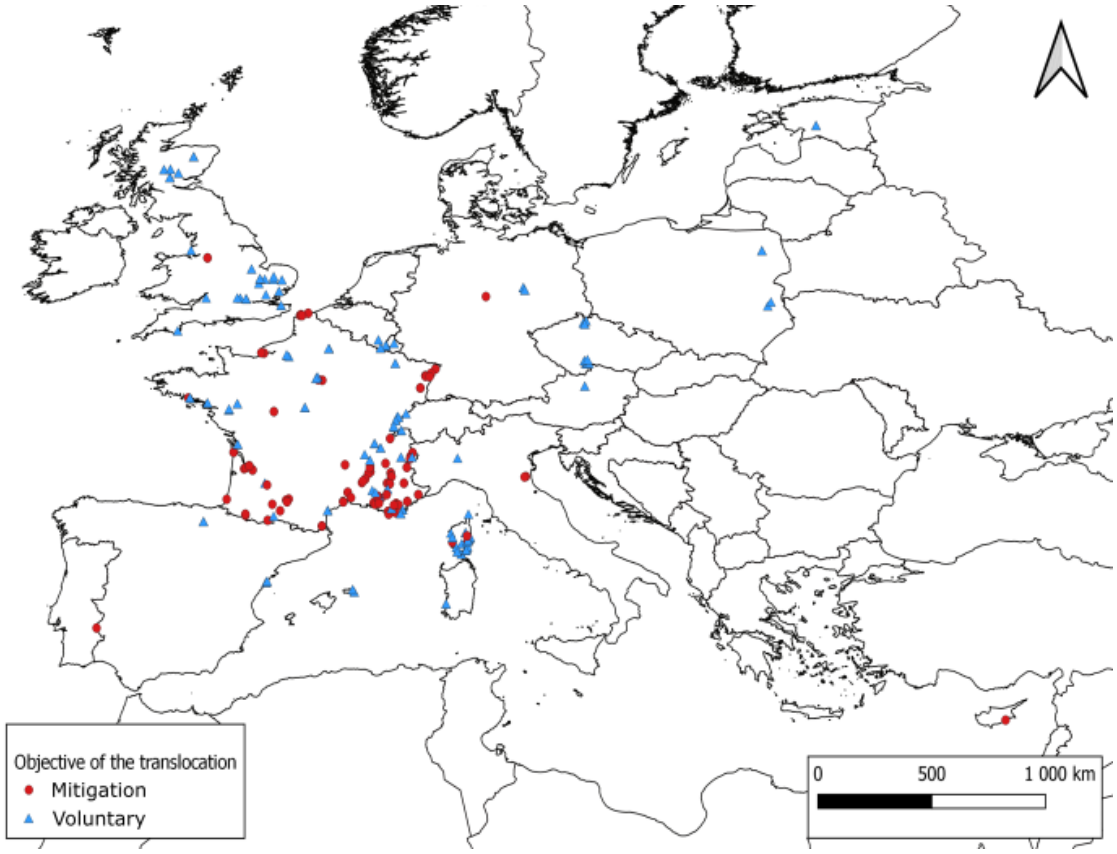


Figure 25 : Localisation des UPT étudiés en Europe

3.3. Description du suivi

Entre l'année de la translocation et la quatrième année suivant la translocation (N0 et N4), le nombre d'UPT qui ont été suivies a diminué de façon drastique (Figure 26A). Après N5, la diminution du nombre d'UPT suivies est plus faible. La plupart des suivis semblent donc avoir été de courte durée. Le pourcentage d'UPT suivies est particulièrement faible par rapport au pourcentage attendu ; ce pourcentage est inférieur à 40% à partir de la quatrième année de suivi (Figure 26B). La baisse importante de suivis disponibles les premières années après translocation (Figure 26A) semble être due à de nombreuses translocations très récentes, pour lesquelles la durée du suivi a été tronquée à droite. Ceci est confirmé par le dernier graphique (Figure 26D), qui indique que de nombreuses translocations ont eu lieu après 2015. Curieusement, il n'y a pas de pic de suivi à 5, 7 et 15 ans (pic modeste à 10 ans), alors que ce sont les dates classiquement recommandées pour les années de suivi dans le contexte des

translocations réglementaires (Figure 26C). Le suivi a généralement duré moins de 5 ans (Figure 26C), avec une durée moyenne de 4.59 ans.

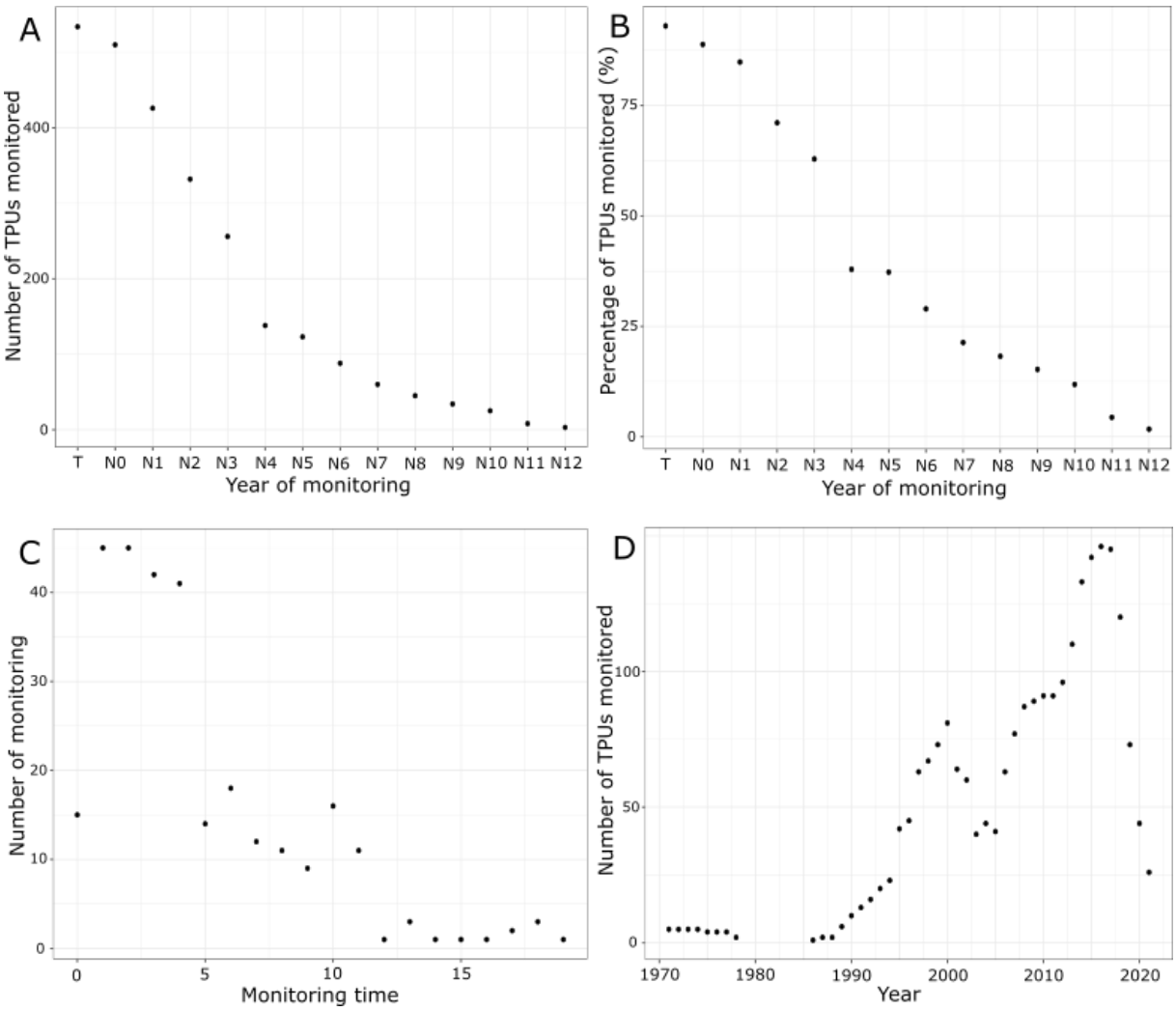


Figure 26 : Disponibilité des données de suivi. A : Nombre d'UPT contrôlées pour chaque année post-translocation. B : Pourcentage d'UPT contrôlées par rapport au nombre d'UPT prévues contrôlées. C : Durée du suivi. D : Nombre d'UPT contrôlées disponibles par an.

Les résultats graphiques étaient similaires lorsque sont utilisées uniquement des données françaises et uniquement des données non françaises (non montré ici).

Nous avons également tracé les mêmes courbes en fonction de l'objectif de la translocation (volontaire vs réglementaire). Dans ce cas, nous avons obtenu des courbes assez similaires, sauf pour la Figure 26D. Le pic autour de 2000 correspond principalement aux translocations volontaires, tandis que le pic autour de 2018 correspond principalement aux translocations réglementaires. Les courbes sont disponibles dans le document supplémentaire 2.

3.4. Analyse des suivis interrompus

Les résultats du modèle du temps de suivi (Tableau 7) indiquent que (1) la probabilité de suivi diminue avec le temps écoulé depuis la translocation (variable Temps), (2) l'effort de suivi initial (c'est-à-dire la probabilité de suivi immédiatement après la translocation) était plus élevé pour les translocations réglementaires que pour les translocations volontaires (variable Objectif). (3) Cependant, la probabilité de suivi diminue plus rapidement avec le temps pour les translocations réglementaires que pour les translocations volontaires (interaction Temps:Objectif, voir valeurs ajustées Figure 27D).

*Tableau 7 : Résultats du modèle binomial linéaire généralisé à effets mixtes. Réglementaire est l'objectif de référence et diaspore est le type de propagule de référence. Signig. codes : *** <0.001, ** <0.01, * <0.05.*

Variables et interactions	Estimate	Std. Error	Z value	Pr(>|z|)
Temps	-1.25	0.074	-16.91	<2e-16***
Objectif - Volontaire	-1.30	0.54	-2.42	0.015*
log(Nombre)	-0.20	0.078	-2.54	0.011*
Propagule - Plante	-1.29	0.33	-3.90	9.7e-05***
Temps:Objectif - Volontaire	0.30	0.058	5.20	2.0e-07***
Temps:log(Nombre):Propagule – Diaspore	0.0083	0.017	0.48	0.632 NS
Temps:log(Nombre):Propagule – Plante	0.086	0.012	7.04	1.9e-12***

Le modèle a également indiqué que l'effort de suivi dépendait du nombre et du type de propagules. Juste après la translocation, les translocations de diaspores étaient plus souvent suivies que les translocations de plantes (Figure 27C), et la pente de l'effort de suivi diminuait avec le temps et était plus douce lorsqu'un grand nombre de plantations étaient faites (Figure 27B). Ceci n'était pas vrai pour les diaspores, où le suivi était le même quel que soit le nombre de diaspores semées (Figure 27A).

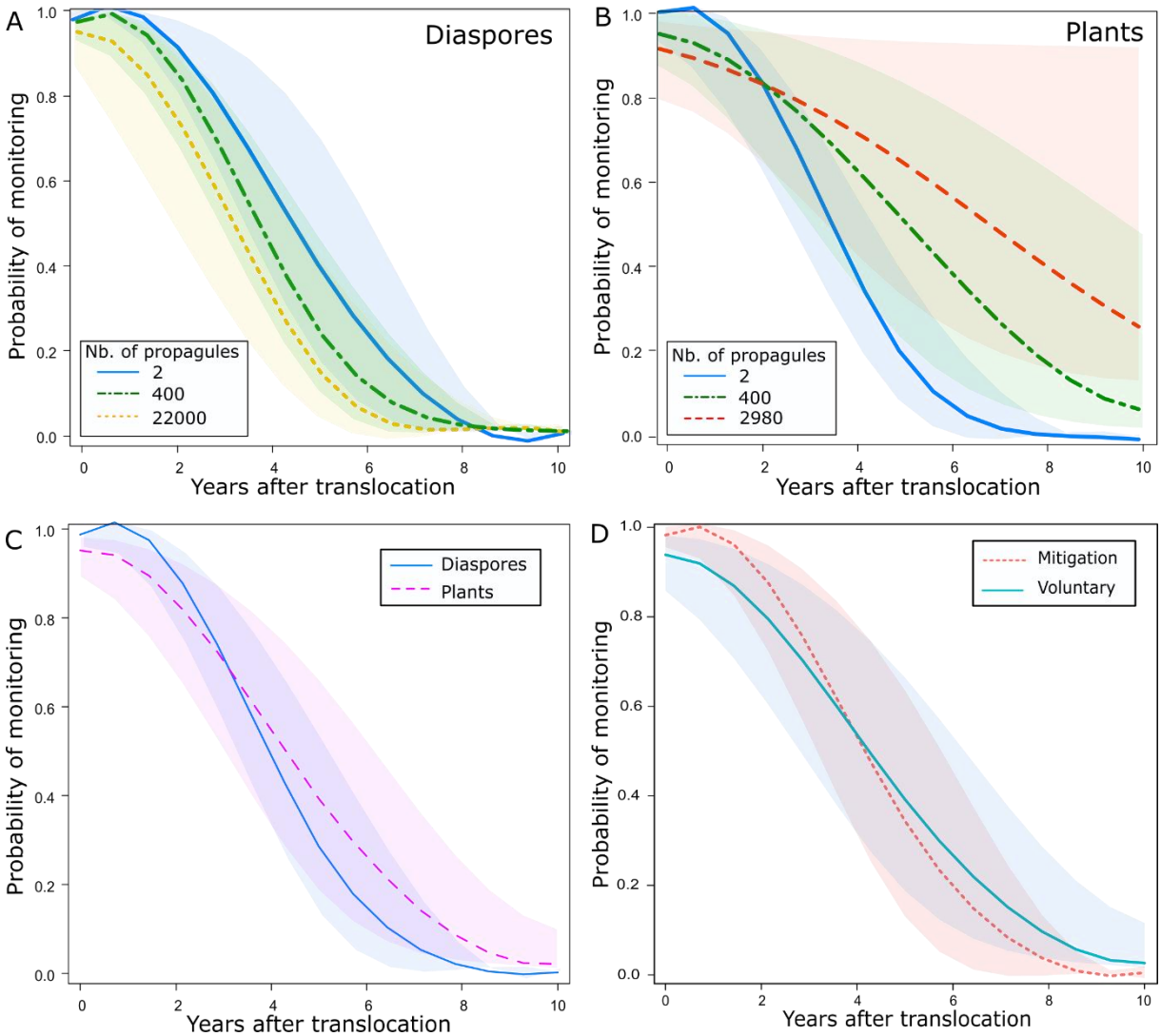


Figure 27 : Courbes réalisées à partir des valeurs prédites du modèle. A. Pour le nombre de graines semées. B. Pour le nombre de plantes transplantées. C. Pour le type d'individus transloqués. D. Pour l'objectif de la translocation.

3.4. Extinction des UPT

Après 10 ans de suivi, 25,6% des UPT étudiées étaient supposées éteintes et 70,3% interrompues (selon les critères présentés dans les méthodes). La plupart des extinctions ont eu lieu principalement au cours des 4 premières années des programmes (Figure 28A). Le pourcentage d'UPT avec un suivi interrompu, visible sur cette figure, s'explique par (1) des translocations qui ont eu lieu il y a moins de 10 ans ; (2) un suivi stoppé ou dont les données étaient difficilement accessibles. Nous observons qu'après 10 ans, la proportion d'UPT encore suivies était très faible (4,2%). Nous avons également réalisé les mêmes calculs en prenant uniquement les translocations datant de plus de 10 ans. Dans ce cas-là, les suivis interrompus correspondent uniquement à des suivis qui ont été stoppés ou qui sont difficiles d'accès.

Nous obtenons alors des pourcentages similaires au bout de 10 ans : 25.4% des UPT sont éteintes, 66.8% des UPT ont un suivi interrompu, et uniquement 7.8% des UPT ont un suivi qui se poursuit.

Nous avons examiné le pourcentage d'extinction en séparant les translocations volontaires des translocations réglementaires (Figure 28B) et les diaspores des plantes (Figure 28C). Le pourcentage d'extinction était légèrement plus élevé pour les translocations réglementaires. La différence entre les diaspores et les plantes était beaucoup plus prononcée, avec près de 40% d'extinctions après 10 ans pour les semis de diaspores contre un peu plus de 20% pour les plantations. Mais ce taux d'extinction est très variable pour les plantations, et nous pouvons séparer en fonction du nombre d'individus transloqués : en dessous de 50 individus, le taux est haut, environ 30%, alors qu'au-dessus de 50 individus, celui-ci s'approche des 10% d'extinction sur 10 ans.

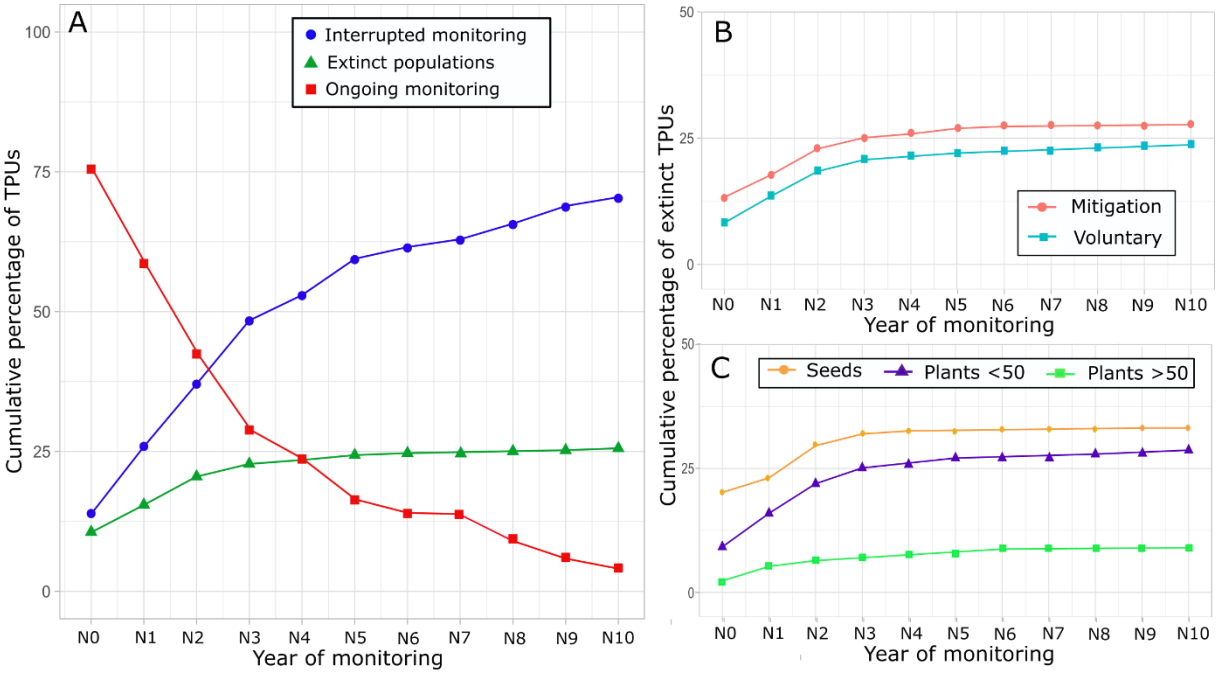


Figure 28 : A. Changements de statut des UPT en fonction du temps écoulé depuis la translocation. B. UPT éteinte selon l'objectif de la translocation. C. UPT éteinte en fonction du type de propagules.

4. Discussion

Nous démontrons dans cette étude que le suivi des populations de plantes transloquées est très court, avec seulement 7,8% atteignant 10 ans pour les populations transloquées il y a plus de 10 ans à la date de collecte des données. Nous montrons également que les translocations réglementaires et les translocations avec diaspores sont mieux suivies peu de temps après la translocation, mais que le suivi diminue davantage avec le temps que pour les translocations volontaires et les translocations avec plantes, respectivement. Enfin, plus le nombre de plantes transloquées est important, plus le temps de suivi est long.

Les suivis des translocations réglementaires de notre jeu de données sont plus récents que pour les volontaires. Les suivis de translocations réglementaires sont très nombreux aux alentours de l'année 2015 ce qui est cohérent avec les résultats de Julien et al. (2022), alors que le pic de suivis pour les translocations volontaires est atteint vers l'année 2000. Ces dossiers, dans lesquels sont présentés les projets de translocations, sont en augmentation à partir de 2000 jusqu'à 2015, avec moins de 25 dossiers en 2005. Entre 2010 et 2015, plus de 50% des dossiers ayant reçu un avis favorable contenaient au moins une translocation végétale. Les translocations réglementaires sont une pratique finalement assez récente en France, ce qui explique le faible recensement de ce type de translocations avant 2005. De plus, d'après Germano et al. (2015), les translocations réglementaires animales sont en pleine croissance dans le monde et dépassent en nombre les translocations conservatoires. Il se pourrait que le même phénomène s'observe pour les translocations végétales, expliquant le relais entre le pic de translocations volontaires en 2000 et celui de translocations réglementaires vers 2015. La différence de temporalité entre les translocations réglementaires et volontaires n'affecte pas les résultats du modèle : l'année de translocation a été utilisée comme facteur aléatoire, et nous avons pris en compte que toutes les translocations récentes ne pouvaient pas avoir de suivi après 2021.

Faiblesse du suivi et lien avec l'échec de translocation. Les résultats obtenus montrent globalement que les translocations sont trop peu suivies dans le temps. Au bout de 5 ans après translocation, plus de 60% des UPT ne sont déjà plus suivis, et cela monte à près de 70% au bout de 10 ans. Parmi les UPT restantes, 25.6% d'entre eux sont éteints, la part dont le suivi continue réellement est donc extrêmement réduite (4.2%). Si nous gardions seulement les UPT dont nous connaissons le devenir (persistante ou éteinte) au bout de 10 ans, nous obtiendrions 86% d'UPT éteints (et donc uniquement 14% de persistants). Cependant, ce pourcentage doit être considéré avec prudence car il n'y a pas d'informations sur la majorité des UPT 10 ans après la translocation et il ne nous est pas évident de savoir si elles sont plus ou moins susceptibles de s'éteindre que celles qui ont été suivies. Nous pouvons tout de même noter que les extinctions sont constatées en majorité sur les 4 premières années après translocation, ce qui est le cas également pour les translocations animales (Bubac *et al.* 2019). La cause documentée la plus fréquente d'extinction était la mauvaise sélection du site hôte (n=10). Viennent ensuite les conditions climatiques (n=9), la biologie de l'espèce (n=8), une période de translocation inappropriée (n=5), un faible taux de germination (n=5) et une mauvaise gestion du site hôte (n=4).

D'après nos résultats, la plupart des extinctions se produisent dans les 5 premières années après la translocation ou même plus tôt pour les semis. Cette durée de suivi serait donc un minimum à assurer après la translocation mais n'est pas suffisante pour estimer le succès d'une translocation. Une durée plus longue, souvent supérieure à 10 ans, est souvent recommandée (Drayton et Primack 2012 ; Hancock *et al.* 2014). En réalité, il est difficile d'appliquer une durée de suivi permettant d'estimer le succès ou

l'échec qui soit valable pour toutes les espèces, car cela dépend de la stratégie écologique et du cycle de vie de l'espèce (Albrecht *et al.* 2011 ; Popoff *et al.* 2021).

Nous avons également noté que certaines UPT ont été considérées comme éteintes après seulement un an d'observation de zéro individu. Cependant, certaines UPT peuvent atteindre zéro individu visible sans pour autant s'éteindre. C'est le cas des espèces géophytes qui peuvent rester dans le sol pendant une mauvaise saison, voire plusieurs années (Lavery *et al.* 2021), ou des populations dont les individus adultes sont morts mais ont eu le temps de constituer une banque de diaspores, qui peut s'exprimer quelques années plus tard. Dans notre jeu de données, nous avons observé à plusieurs reprises des UPT atteignant un nombre d'individus égal à 0 l'année t, puis ayant un nombre d'individus non nul l'année t+1. Pour les UPT qui n'ont été observées qu'une seule fois avec un nombre d'individus nul, il serait intéressant de revenir effectuer un suivi sur ces UPT afin de confirmer leur absence. De ce fait, nos pourcentages d'extinction peuvent avoir été surestimés. De même, pour les autres suivis, une évaluation du statut des UPT après plusieurs années d'interruption permettrait d'en savoir plus sur leur dynamique (voir Drayton et Primack 2012).

Facteurs influençant le suivi. La courte durée de suivi observée dans l'ensemble soulève de sérieuses questions. Selon Fahselt (2007), il est difficile pour les translocations de plantes de conservation d'avoir un suivi à long terme en raison des programmes de financement, qui sont souvent planifiés pour de courtes périodes de temps, il est donc probablement rare d'avoir l'opportunité d'assurer une source de financement pour plus de 10 ans, comme nous l'observons pour les translocations volontaires étudiées ici. Les translocations réglementaires bénéficient d'un suivi quasi systématique peu après la translocation, mais sont suivies pendant des périodes plus courtes que les translocations volontaires. Ceci est cohérent avec notre prédiction selon laquelle les translocations volontaires sont susceptibles de générer une motivation intrinsèque pour observer le résultat du travail initié, mais la différence entre les deux types de translocations est faible et la probabilité d'avoir un suivi 5 ans après la translocation est inférieure à 50% pour les deux.

Cependant, contrairement aux translocations volontaires, le suivi post-translocation des translocations réglementaires en France est financé pour des périodes plus longues, la durée de suivi prévue est généralement supérieure à 10 ans et parfois jusqu'à 30 ans, et la fréquence et la durée du suivi sont mentionnées dans l'accord donné par les autorités aux demandes de dérogation. Il est donc totalement inacceptable d'avoir des temps de suivi aussi courts pour ces translocations.

Des différences sont aussi visibles en fonction du type et du nombre d'individus transloqués. Lorsque l'effectif de plantes transloquées augmente, la probabilité que l'UPT s'éteigne diminue. Mais il y a également une différence sur le suivi, avec les semis mieux suivis juste après translocation. Concernant les plantations, une nette différence de suivi est détectée en fonction du nombre de plantes transloquées :

plus celui-ci est élevé, plus l'effort de suivi est conséquent. Une translocation d'un grand nombre de plantes demande un effort plus conséquent en termes de logistique mais aussi de financements. Il semble donc que dans ces opérations de plus grande ampleur, le suivi soit mieux anticipé ou en tout cas, mieux effectué. Dans la littérature scientifique, un lien est établi entre taille de population transloquée et le succès de cette opération (Godefroid *et al.* 2011 ; Reiter *et al.* 2016). En effet, une population transloquée de grande taille aurait plus de probabilité de s'établir qu'une population de petite taille. Nous avons montré ici le lien entre la taille de l'UPT et l'effort de suivi. De plus, le succès est aussi meilleur pour les plantes comparées aux diaspores (Menges 2008). Il y a donc un risque de biais sur les succès observés dans la littérature, la part d'échec est probablement sous-estimée parmi les suivis interrompus.

Accessibilité des suivis et limites de l'étude. Les suivis étudiés dans cette étude sont issus de translocations d'espèces de plantes variées, avec également une grande variété d'acteurs impliqués. Etant donné la difficulté de l'accès aux suivis, ceux-ci sont majoritairement situés en France, le pays des auteurs. En effet, pour accéder aux comptes rendus, la plupart du temps en français, il a fallu contacter directement les personnes impliquées dans la réalisation des suivis. Nous avons rencontré plusieurs difficultés lors des demandes d'accès à ces suivis : certains acteurs ont invoqué la propriété des comptes rendus par un tiers, souvent une entreprise d'aménagement. D'autres acteurs ont souhaité garder leurs données confidentielles, de peur d'une concurrence entre bureaux d'études, ou afin de garder l'opportunité de publier leurs suivis ultérieurement. Enfin, nous nous sommes également heurtés au manque de disponibilité de ces acteurs notamment parmi les services instructeurs, les translocations ne représentent qu'une faible partie de leur travail et prendre le temps de nous communiquer leurs données n'étaient pas toujours envisageables. Parmi les suivis que nous avons récoltés, certains sont tronqués, et malgré nos recherches, nous n'avons pas toujours pu déterminer si nous n'avons pas réussi à obtenir la suite du suivi ou si celui-ci a réellement été interrompu. C'est notamment le cas pour les publications scientifiques, où les années après publication sont très difficiles d'accès, ce qu'avait déjà relevé Dalrymple et al. (2012) lors d'une méta-analyse sur les translocations. La difficulté d'accès se ressent également sur la distribution en Europe. Nous avons collecté principalement des rapports internes (67%) écrit dans la langue du pays des auteurs.

Enfin, une limite de cette étude est le type de suivis que nous avons choisi de conserver : uniquement les suivis pour lesquels un indicateur populationnel est donné, souvent la taille de la population. Il n'y a pas de consensus sur les indicateurs à utiliser lors des suivis, ce qui limite considérablement les méta-analyses sur le sujet (Dalrymple *et al.* 2021). Certaines études utilisent des indices au niveau individuel (mortalité, santé), ce qui ne permet pas de déterminer si la population est viable puisqu'il n'y a pas d'indication sur le résultat de la reproduction des individus transplantés.

Recommandations pour les translocations. Ces résultats nous permettent de faire plusieurs recommandations sur la pratique de la translocation. Tout d'abord, il est nécessaire d'améliorer la

procédure actuelle et de mettre en place un suivi systématique post-translocation. Réaliser des translocations avec si peu de suivi est problématique car (1) cela ne permet pas de rendre compte du succès ou de l'échec à l'échelle d'une translocation, (2) cela ne permet pas d'avoir des données de bonne qualité sur les échecs/réussites de toutes les opérations, et donc de comprendre les causes potentielles d'échec, (3) cela entérine le fait que certaines translocations réglementaires répondent à une obligation de moyens et non de résultats, et ne sont donc qu'un moyen pour gagner en acceptabilité. En Australie, Doyle et al. (2022) ont proposé d'enregistrer systématiquement les translocations réglementaires, ce qui donne une image claire de ce qui est fait dans le pays. Comme en Australie, il serait intéressant de répertorier clairement toutes les translocations réglementaires, d'autant plus que leur utilisation augmente.

Pour les translocations réglementaires, la durée de suivi devrait être augmentée en faisant mieux respecter l'engagement de suivi et peut-être en envisageant des sanctions financières en cas de non-respect. De plus, nous avons constaté que le risque d'extinction est plus élevé lorsque les propagules utilisées sont des diaspores, ou des plantes en faible nombre. Pour réduire ces risques d'extinction, il est donc plus intéressant de ne transloquer que des populations comptant plus de 50 plantes dans des espèces ou des sites pour lesquels cela est pratiquement réalisable. Cela n'est pas toujours fait, par exemple dans Liu et al. (2015), 74% des projets utilisent des graines dans leur translocation, ce qui est susceptible de conduire à un taux d'extinction élevé. Pour contrebalancer les risques liés aux translocations de petits nombres, il peut être judicieux de combiner plus systématiquement la translocation avec une action de gestion d'une population non transloquée de l'espèce en question. Cela permet une augmentation des effectifs de l'espèce et donc un bénéfice en termes de conservation.

Résultats complémentaires : étude du succès

1. Présentation des données

Dans le **Manuscrit 4**, nous présentons des analyses concernant le temps de suivi post-translocation. Nous montrons que le temps de suivi est globalement court (3 à 4 ans), et certains facteurs peuvent expliquer un suivi moindre. Au cours de la récolte de données utilisées pour ce manuscrit, nous avons non seulement relevé si un suivi avait eu lieu ou non les années suivant la translocation, mais nous avons aussi relevé la taille de la population chaque année de suivi. Cette taille de population est donnée la plupart du temps en nombre d'individus, mais il peut aussi s'agir d'une surface occupée, d'un nombre d'individus en fleurs, etc. Nous avons choisi d'analyser cette taille de population car c'est la donnée la plus souvent disponible (avec la présence/absence) sur les suivis de populations, et que nous avons pu compiler un grand nombre de suivis. La condition pour qu'un indice de taille de population soit intégré dans nos analyses est évidemment qu'il soit le même au cours du temps pour une unité de translocation donnée, et qu'il soit un indice populationnel, c'est-à-dire qu'il permette d'avoir une idée de la taille de la population et de sa variation au cours du temps.

À partir de l'indice de taille de population, nous voulons explorer la question du succès. Le taux de croissance peut être un proxy du succès de la translocation, au moins sur le plan purement démographique de l'espèce transloquée : un taux de croissance positif montre que la population est en croissance, alors qu'un taux de croissance négatif montre qu'elle est en déclin. Nous travaillons alors sur la problématique suivante : quels sont les paramètres, parmi ceux que nous pouvons analyser, qui influencent le plus le succès d'une translocation ?

La dynamique post-translocation attendue correspond à la dynamique définie par Sarrazin (2007) (voir Figure 7) : elle comprend une phase d'établissement, puis une phase de croissance, et une phase de régulation. Ici, les données collectées ne permettent pas d'aller jusqu'à la régulation, la plupart des unités de translocation étant suivies moins de 10 ans.

Les paramètres étudiés sont les suivants :

- Objectif de la translocation : réglementaire/volontaire
- Nombre de propagules transloquées
- Type de propagules transloquées : plante/graine
- Type de structure en charge du suivi : bureau d'études/laboratoire de recherche/CBN/gestionnaire d'aires protégées/autre
- Type biologique de l'espèce transloquée
- Passage en *ex situ* avant translocation : oui/non

Notre jeu de données est très hétérogène, il regroupe les tailles de population pour chaque unité de translocation, pour un certain nombre d'années après la translocation (pas nécessairement consécutives puisque les suivis sont parfois interrompus puis repris (voir quelques exemples d'unités de translocation du jeu de données ; Figure 29).

Nous rencontrons différentes problématiques liées aux données :

- Il peut y avoir plusieurs années où aucun suivi n'est effectué, puis de nouveau un suivi.
- Lorsque la taille de population atteint 0, nous ne pouvons pas conclure à une extinction de l'unité de translocation. Il arrive que quelques années plus tard, il y ait de nouveau un suivi montrant un effectif non nul (cas des plantes géophytes, ou banque de graines du sol).
- Les échelles sont très différentes : pour certaines unités, quelques années plus tard, la taille peut être plus de 40 fois plus importante que lors de la première année de suivi.
- Le nombre d'individus transloqués n'est pas toujours connu.

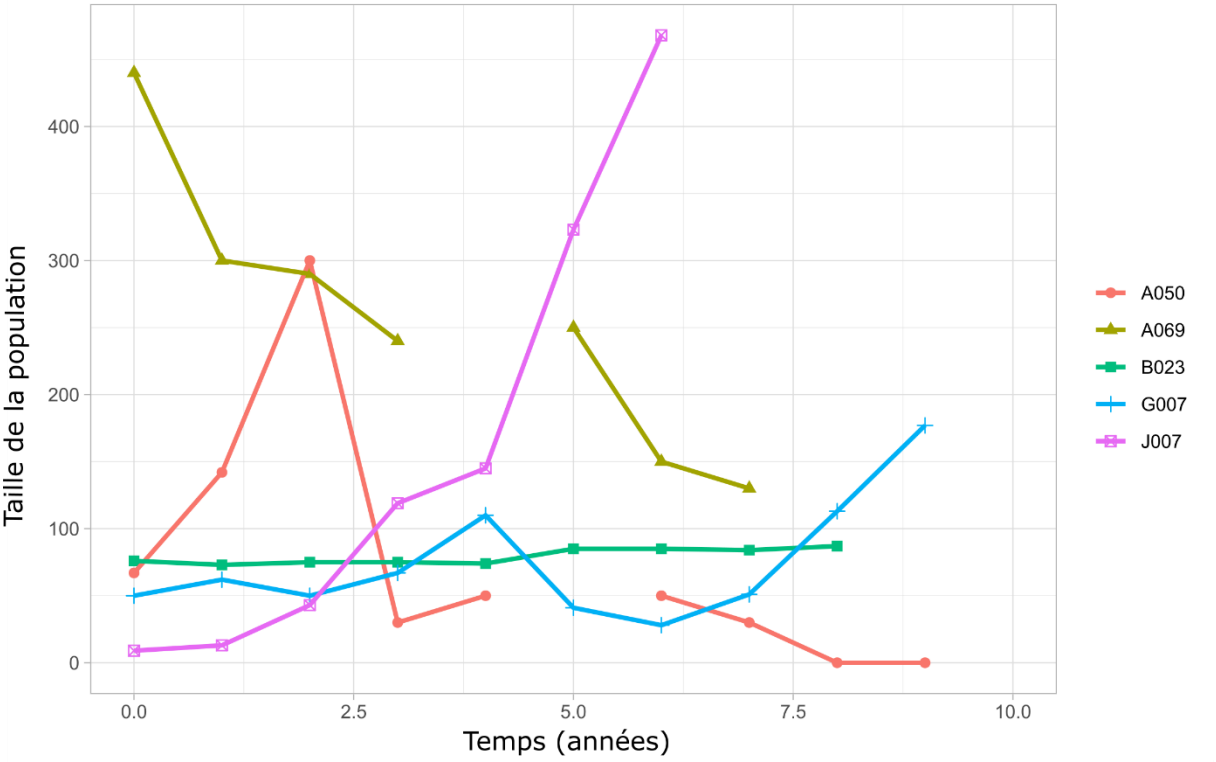


Figure 29 : Exemples de la dynamique de 5 unités de translocation

Au cas par cas, il peut donc être possible de déterminer un succès. Par exemple, il semble que l'opération concernant l'unité de translocation J007 soit un succès (Figure 29), bien que le plateau ne soit pas encore atteint. Mais à partir de combien de temps peut-on conclure ? Pour B023, il s'agit d'une plante ligneuse, qui semble ne pas s'être reproduite 8 ans après la translocation, cette unité de translocation se trouve donc encore dans la phase d'établissement, une conclusion sur le succès ne pourra pas se faire avant de nombreuses années.

2. Premiers résultats

Dans un premier temps, nous avons souhaité observer les tendances générales se dégageant du jeu de données. Pour cela, nous avons considéré que la première année de suivi correspondait à 100%, et les années suivantes sont exprimées en fonction de cette première année (Nt/(N0 +1))*100. Nous appliquons ensuite une fonction log afin de centrer les données. Nous présentons les résultats sur les 10 premières années post-translocation uniquement, car le nombre de données disponibles au-delà de 10 ans est trop faible. Les années où l'unité de translocation a un effectif nul sont retirés de l'analyse.

Nous appliquons la même procédure en séparant les modalités selon la méthode utilisée lors de la translocation (semis ou plantation) et selon l'objectif de la translocation (volontaire ou réglementaire).

Globalement, nous obtenons une droite de régression croissante pour l'ensemble des résultats (Figure 30A). Nous observons des tendances très différentes en fonction des modalités : la droite de régression est croissante pour les translocations volontaires alors qu'elle est légèrement décroissante pour les translocations réglementaires (Figure 30C). La droite de régression pour les semis possède un coefficient directeur supérieur que celle pour les plantations (Figure 30B).

Nous ne pouvons en revanche rien conclure à partir de ces courbes. Aucun test statistique ne valide à ce jour ce qui apparaît visuellement ici, les droites pourraient être fortement influencées par les faibles effectifs disponibles pour certaines modalités à partir de 7-8 ans post-translocation. En effet, nous avons vu dans le **Manuscrit 4** qu'il y a des différences sur l'extinction des unités de translocation en fonction de différentes modalités. Ainsi, la forte croissance observée pour les semis pourrait s'expliquer par le fait qu'il y a une forte extinction des unités de translocation dans les premières années post-translocation. Il ne reste donc au bout de quelques années seulement les unités qui ont beaucoup moins de risques de s'éteindre. De plus, ce fort taux de croissance est probablement dû à un taux de germination faible la première année, et qui croît les années suivantes. Le mécanisme de translocation est très différent qu'un apport d'individus déjà adultes, et la reproduction des plantes issues des semis devrait arriver plus tardivement que pour les plantations.

En revanche, nous n'avons pas détecté de différence d'extinction entre les translocations réglementaires et volontaires, et nous voyons pourtant ici des tendances opposées concernant la croissance. Une analyse plus approfondie est nécessaire afin de confirmer ou non ces tendances.

Enfin, dans la construction des modèles, il est nécessaire de prendre à la fois le mode de translocation et l'objectif en compte (ainsi que les autres paramètres définis plus haut) afin de faire un modèle complet sans négliger les liens entre les paramètres.

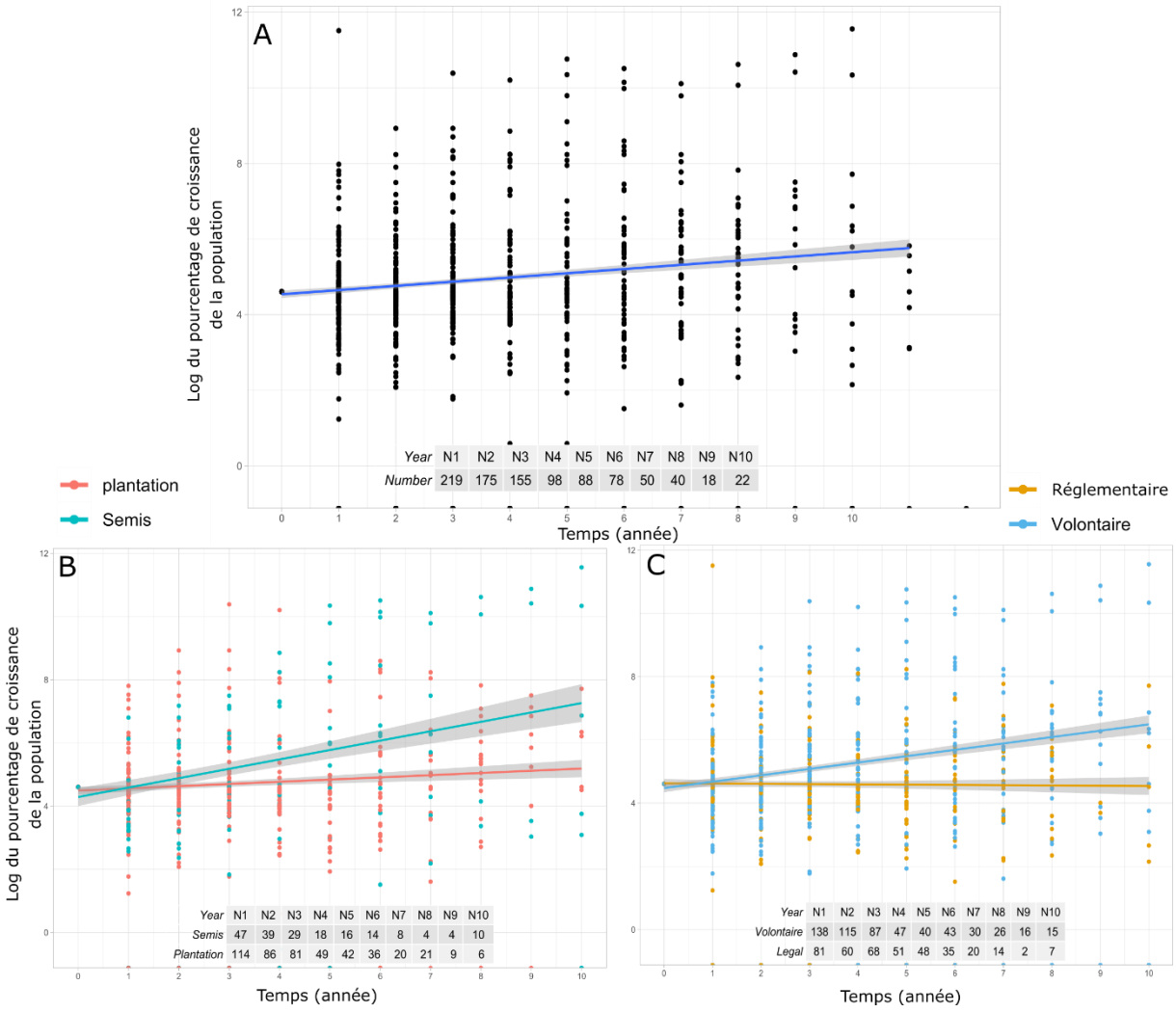


Figure 30 : Tendance de l'évolution des tailles de population post-translocation selon plusieurs modalités. A : graphe général, contenant l'ensemble des données sur 10 ans. B : En fonction du type de matériel végétal. C : En fonction de l'objectif de la translocation.

3. Perspectives

À ce jour, nous avons testé plusieurs modèles afin de mettre en évidence les différences visibles sur les premiers résultats. En effet, l'utilisation du taux de croissance peut se faire de différentes manières : un taux de croissance pour chaque unité de translocation, un taux de croissance pour chaque intervalle entre deux années de suivi, formule du taux de croissance à déterminer. Les résultats varient selon la méthode utilisée, et nous ne retrouvons pas nécessairement ce que nous observons graphiquement. Aucune conclusion ne peut donc être faite à ce stade.

Nous prévoyons donc d'approfondir le travail sur le succès dans les prochains mois afin de déterminer un modèle permettant de s'approcher au plus près de la réalité. Un article sera ensuite rédigé afin de présenter ces résultats.

Partie 3 : Le concret d'un bureau d'études – cas d'études et amélioration de protocoles

Cette partie présente les différents résultats obtenus en bureau d'études. Les objectifs de celui-ci étaient de concevoir et optimiser des translocations expérimentales pour deux projets de grande ampleur. En effet, ces translocations concernent un grand nombre d'individus, et ont la particularité d'être réalisées en anticipation des projets d'aménagement, ce qui a permis de développer ce sujet de thèse.

Dans cette partie, je développe les deux cas d'études sur lesquels j'ai travaillé en bureau d'études. À cela s'ajoute une fiche méthode sur la conception d'un protocole pour une bonne translocation réglementaire. Cette fiche s'adresse aux bureaux d'études, il s'agit de l'application directe des recommandations et résultats des différents chapitres présentés dans cette thèse ainsi qu'une synthèse des recommandations couramment trouvées dans la littérature scientifique sur le sujet des translocations.

Chapitre 4 – Amélioration des connaissances et recherche d'un protocole adapté pour la translocation d'*Helianthemum marifolium*

Chapitre 5 – Translocation à grande échelle de sérapias : optimisation du protocole en anticipation d'un projet d'aménagement

Fiche méthode – Conception d'un protocole de translocation réglementaire

Chapitre 4 – Amélioration des connaissances et recherche d'un protocole adapté pour la translocation d'*Helianthemum marifolium*

Résumé du chapitre 4

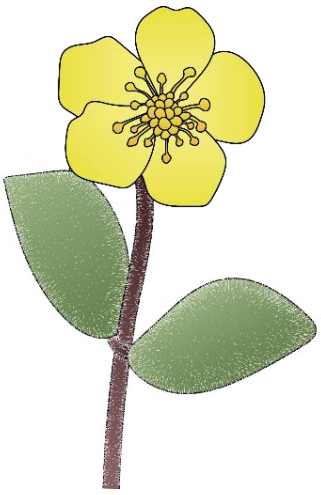


Illustration : Jean-Luc Julien

Nous présentons dans ce chapitre la translocation, et surtout l'étape pré-translocation, d'une population d'hélianthème à feuilles de Marum (*Helianthemum marifolium*), une espèce protégée au niveau national. Le terrain de ce cas d'étude, à proximité du bureau d'études, a été l'occasion de réaliser différentes expérimentations et mesures afin de préparer au mieux l'étape pré-translocation. En effet, cette espèce est peu étudiée ; il a donc fallu récolter des informations sur sa biologie et son écologie avant de proposer un protocole de translocation. Le **Manuscrit 5** présente les différents protocoles testés, et a pour objectif non seulement d'optimiser le protocole pour cette espèce, mais aussi de mettre en valeur des méthodes simples pour mieux connaître la plante cible étudiée, et ainsi mieux préparer sa translocation. Ces méthodes ont vocation à être reprises par d'autres aménageurs et bureaux d'études. De cette façon, nous montrons que l'anticipation des projets d'aménagements ainsi que l'expérimentation sont importantes pour augmenter les chances de succès de la translocation.

Dans le **Manuscrit 5**, nous présentons des méthodes pour mieux connaître l'espèce : levée de dormance de graines, détermination des pollinisateurs, comparaison du succès reproducteur entre différentes populations, mais aussi des méthodes pour réaliser au mieux la translocation : choix du meilleur substrat, choix du site d'accueil grâce à la modélisation et les analyses de sol, anticipation des risques sur le site d'accueil. Ces méthodes sont appliquées à l'hélianthème à feuilles de Marum, nous montrons entre autres que sa pollinisation est assurée par plusieurs espèces de petites abeilles et de petits coléoptères et que la scarification des graines est indispensable à leur germination.

À la suite de ce manuscrit, nous présentons le protocole de translocation des individus qui ont été produits sous serre. Ce protocole prend en compte les principaux risques pour les individus sur le site d'accueil : la sécheresse et la présence de chèvres qui mangent les feuilles de l'hélianthème. Cette translocation ayant eu lieu à l'automne 2021, nous présentons également les résultats de suivi du printemps 2022. Nous avons trouvé 45.8% de reprise globale, mais variant beaucoup selon si les individus sont protégés d'un exclos (63.3% de reprise) et non protégés d'un exclos (27.6%). De plus,

les individus ayant le plus de feuilles lors de la translocation ont mieux survécu que les autres, indépendamment de l'âge des plantules.

La translocation est encore trop récente pour envisager une publication des résultats, mais le **Manuscrit 5** a été récemment soumis (dans la revue *Botany Letters*), afin de présenter les résultats pré-translocation, une étape souvent négligée pour les translocations réglementaires. La translocation a fait l'objet d'un reportage vidéo qui sera diffusé fin 2022.

Dans ce chapitre, il s'agit d'une translocation réglementaire conservatoire : la translocation est réalisée dans le cadre d'un projet d'aménagement et l'un des objectifs est d'établir une population viable sur un site ne comportant pas d'individus de cette espèce.

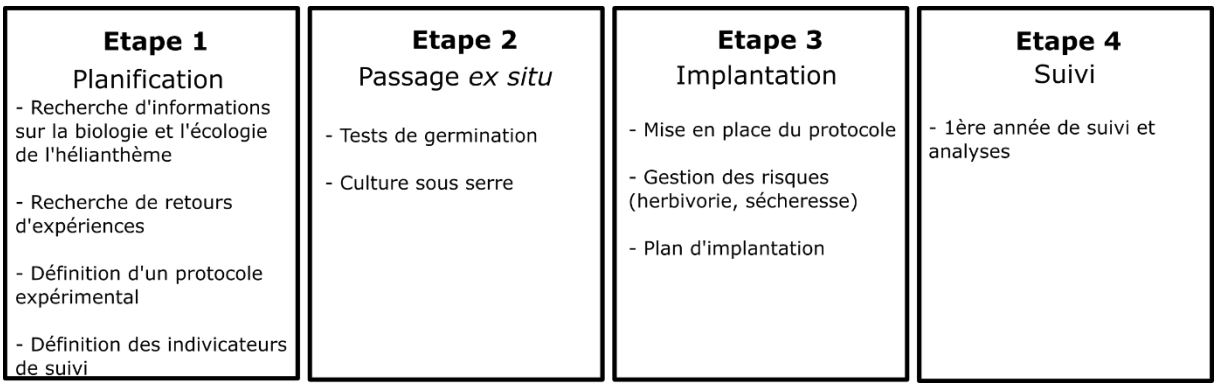


Figure 31 : Mise en évidence des étapes de translocation étudiées dans le chapitre 4

Manuscrit 5

Anticiper la translocation dans les projets d'aménagements du territoire : cas d'étude de l'hélianthème à feuilles de Marum

Margaux JULIEN[1,2], Lou DELAYANCE[1], Florent CORTES[2], Lara DIXON[3], Gérard FILIPPI[1], Bertrand SCHATZ[2]

Soumission dans *Botany Letters* le 10 juin 2022

Résumé : Dans le contexte d'un projet d'aménagement du territoire, nous avons réalisé une translocation expérimentale afin d'anticiper la proposition des mesures ERC liées au projet. Ce projet risque d'impacter une grande population de l'espèce végétale *Helianthemum marifolium*, qui a un statut de protection nationale en France. Nous présentons ici la phase pré-translocation, en proposant différentes méthodes permettant de mieux connaître et mieux préparer une translocation. Dans un premier temps, nous avons cherché à améliorer les connaissances sur l'espèce et plus précisément sur les populations étudiées. Pour cela, nous avons fait des relevés des pollinisateurs et une étude du succès reproducteur. Ensuite, nous avons déterminé un site d'accueil favorable pour la population à transloquer, par la modélisation de la répartition potentielle future ainsi que des analyses de sol et de végétation. Enfin, nous présentons les tests de germination et de culture, qui nous ont permis de déterminer le mécanisme de levée de la dormance et le substrat le plus favorable à la culture de l'hélianthème. Ces différents aspects permettent de déterminer un protocole à suivre pour une translocation de plus grande ampleur sur cette espèce. Ce cas d'étude peut servir d'exemple illustrant l'anticipation d'une mesure de translocation végétale, et présente des méthodes pouvant être utilisées par d'autres acteurs de la translocation afin d'améliorer leurs protocoles.

Mots-clés : translocation végétale, étude d'impact environnemental, mesure d'accompagnement, séquence ERC, *Helianthemum marifolium*

[1]Ecotonia, 60 rue tourmaline, 13510, Eguilles, France

[2]CEFE, CNRS, Univ Montpellier, EPHE, IRD, Montpellier, France

[3]Conservatoire botanique national méditerranéen, 34 avenue Gambetta, 83400, Hyères, France

* corresponding author: margaux.julien@ecotonia.fr

1. Introduction

Dans le monde et particulièrement en région méditerranéenne, la biodiversité décline et s'homogénéise (IPBES 2019 ; MedECC 2020). Parmi les facteurs de pression sur la biodiversité, l'urbanisation et l'artificialisation des sols sont deux facteurs importants, et la pression qu'ils exercent sur les milieux naturels tend à s'intensifier (Vimal *et al.* 2012 ; Regnery 2017). Cette pression rend vulnérables les espèces des milieux concernés dont les habitats disponibles se réduisent. Dans ce contexte, l'aménagement du territoire tente de réduire ses impacts sur la biodiversité, au moins sur les espèces protégées et les habitats ayant des statuts de conservation.

Dans de nombreux pays, la législation impose de prendre en compte l'environnement et la biodiversité lors d'un projet d'aménagement (BBOP 2012 ; Bull *et al.* 2016). Aux États-Unis, la *mitigation hierarchy* (équivalente à la séquence ERC) et le concept de *no net loss* apparaissent dès 1969, permettant une meilleure prise en compte de la biodiversité avec la rédaction d'une étude d'impact environnemental. En France, pour tout projet dépassant un seuil de surface ou étant fortement impactant, il est nécessaire de réaliser une étude d'impact environnemental, avec un volet naturel inventoriant toutes les espèces protégées présentes sur l'emprise du projet (nature et taille de projets listées dans l'art. R122-2 du Code de l'environnement). Les impacts du projet sur ces espèces sont évalués, et des mesures pour atténuer ces impacts sont proposées : il s'agit de la séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC) (MEDDE 2012 ; Regnery 2017 ; Cerema 2018). Ainsi les porteurs de projet doivent proposer des mesures pour dans un premier temps éviter les impacts puis d'autres mesures pour les réduire. Dans un second temps, les impacts résiduels (ceux ni évités ni réduits) sont évalués afin de pouvoir les compenser de façon proportionnelle et écologiquement efficace pour chaque espèce protégée impactée. D'autres mesures peuvent venir en accompagnement de la séquence ERC afin d'en améliorer l'efficacité globale (Cerema 2018). L'objectif de cette politique est d'atteindre l'absence de perte nette de biodiversité. Son application est effective depuis la mise en place de la loi Biodiversité (loi n°2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages). Cette politique évolue au cours des années vers une prise en compte toujours plus croissante de la biodiversité, même s'il reste encore des améliorations à apporter (Bigard *et al.* 2017 ; Levrel *et al.* 2018 ; Bigard et Leroy 2020).

L'application de cette séquence ERC sur les espèces floristiques est particulière du fait de leur immobilité. Ainsi, si une population d'une espèce végétale protégée est spatialement présente sur un secteur qui ne peut pas bénéficier de mesures d'évitement ou de réduction, la principale solution utilisée actuellement pour tenter de conserver cette population est la translocation végétale. En France, cette pratique constitue une mesure d'accompagnement ou parfois de réduction (Julien *et al.* 2022). La translocation réglementaire est une technique d'ingénierie écologique, qui consiste à déplacer du matériel végétal depuis le site impacté vers un (ou plusieurs) site(s), appelé site de compensation ou site

d'accueil[5]. Alors que la translocation volontaire a pour objectif d'améliorer le statut de conservation de l'espèce (IUCN/SSC 2013), la translocation réglementaire est utilisée avant tout pour sauvegarder des individus qui auraient été détruits par le projet. Dans la séquence ERC, il s'agit d'une solution de dernier recours lorsque toutes les autres possibilités se sont avérées insuffisantes, permettant ainsi de diminuer les impacts sur l'environnement d'un projet d'aménagement (Germano *et al.* 2015 ; Commander *et al.* 2018).

Mais l'efficacité de cette mesure est trop incertaine pour être considérée dans la séquence ERC comme de l'évitement ou de la réduction. Les retours d'expérience démontrent de grands risques d'échec (Godefroid *et al.* 2011) car il est difficile, lors d'une translocation, de maîtriser l'ensemble des facteurs biotiques et abiotiques d'un milieu, et impossible de reconstruire une niche écologique appropriée. Le choix du site d'accueil est notamment un facteur d'échec courant. Il est nécessaire de bien connaître la niche écologique de l'espèce transloquée afin de proposer un site avec un habitat lui correspondant. De nombreuses études témoignent d'un succès plus important lorsque le site d'accueil est choisi avec beaucoup d'attention (Cogoni *et al.* 2013 ; Dunwiddie et Martin 2016 ; Brooker *et al.* 2018 ; Albrecht et Long 2019). Pour optimiser les chances de succès, il est aussi nécessaire de connaître la biologie et l'écologie de l'espèce. En effet, la présence de pollinisateurs spécialistes peut contraindre le choix du site (Reiter *et al.* 2016). Dans certaines translocations, une étape ex situ est possible. Durant cette étape, il est possible d'étudier l'espèce, par exemple par la réalisation de tests de germination, qui sont essentiels pour comprendre le mécanisme de dormance de l'espèce (Godefroid *et al.* 2016).

Actuellement, les translocations végétales réglementaires proposées en France sont peu anticipées, du fait d'une mauvaise connaissance de la biologie et de l'écologie des espèces, et d'une préparation incomplète des protocoles, trop peu détaillés (Julien *et al.* 2022). Et pour cause, le temps entre la proposition de la translocation et le dépôt du projet est souvent réduit, sans anticipation des impacts avant rédaction du dossier réglementaire. Pour certains auteurs, la translocation réglementaire est uniquement un moyen de rendre un projet d'aménagement plus acceptable, sans considération pour la réussite de l'opération (Fahselt 2007 ; Bradley *et al.* 2020). Le principe d'équivalence écologique pour les sites de compensation est difficile à appliquer (Boileau *et al.* 2022), d'une part car il est difficile de comparer les valeurs écologiques, et d'autre part pour des raisons financières et de disponibilités de ces terrains (Hayes et Morrison-Saunders 2007). En France, les sites de compensation semblent être choisis principalement pour des raisons d'opportunités de maîtrise foncière et/ou contraintes financières et temporelles, et donc sans réelle considération pour l'équivalence écologique pourtant exigée (Regnery 2017).

[5] Dans certains cas, la translocation peut se faire sur l'emprise du projet : il s'agit alors d'une mesure de réduction.

Cependant, sur de gros projets d'aménagements, il est possible d'anticiper avant même le début du projet la translocation et le choix du site de compensation le plus favorable pour accueillir l'espèce en question. De cette façon, les écologues peuvent réaliser les études nécessaires sur la connaissance de l'espèce et de sa niche écologique, optimisant ainsi le succès de l'opération. Dans le cas d'une carrière, il y a un phasage sur plusieurs années, où certaines zones ne seront pas impactées immédiatement. Sur d'autres projets, certaines espèces protégées sont déjà connues avant la réalisation de l'étude d'impact : par exemple en région PACA, l'utilisation de la base de données Silene (https://silene.eu/) permet de connaître les espèces déjà recensées sur une zone donnée. Dans le cas de ces projets où l'espèce est connue sur site depuis longtemps, il est possible de construire un projet de translocation qui minimise les risques d'échec et qui optimise la prise en compte de la connaissance de la biologie de l'espèce et de sa niche écologique (Fenu *et al.* 2019 ; Albrecht *et al.* 2019), et par l'élaboration d'un protocole expérimental pour la translocation (Menges 2008). Ainsi le choix du site de compensation tient compte de l'adéquation actuelle avec l'écologie de l'espèce, mais aussi dans le futur afin de s'assurer de la favorabilité du site dans le contexte des changements climatiques (Noël *et al.* 2011 ; Brooker *et al.* 2018 ; Diallo *et al.* 2021).

C'est dans ce contexte que nous présentons ici un cas d'étude de translocation d'une population d'hélianthème à feuilles de Marum (*Helianthemum marifolium* Mill., 1768), une espèce végétale protégée. Notre objectif est de présenter différentes pistes de travail afin de mieux connaître l'espèce et proposer un protocole de translocation adapté à l'espèce, permettant ainsi de proposer un exemple illustrant l'anticipation possible avant une translocation végétale dans le cadre d'un projet d'aménagement. Nous travaillons ici sur les questions suivantes : 1) Son milieu actuel sera-t-il toujours favorable face aux changements climatiques ? 2) Quels sont les pollinisateurs de l'hélianthème ? 3) Quel est le mécanisme de dormance des graines de cette espèce ? 4) Quelles sont les conditions abiotiques favorables au développement des hélianthèmes ? 5) Quel substrat permet d'obtenir le plus de plantes viables ?

2. Matériel et méthodes

2.1. Modèle d'étude

2.1.1. Biologie et écologie

L'hélianthème à feuilles de Marum (*Helianthemum marifolium* Mill., 1768) est une espèce ayant un statut de protection nationale en France (Arrêté du 20 janvier 1982, modifié par l'arrêté du 31 août 1995, listant « *Helianthemum mariifolium* (L.) Miller »). Pour réaliser l'étude présentée ici, il a été nécessaire

de faire une demande de dérogation pour collecter et utiliser les graines de l'hélianthème (deux arrêtés ont été délivrés en 2020 et 2021 pour cette expérimentation).

L'espèce *H. marifolium* est une plante chaméphyte suffrutescente de la famille des Cistaceae (voir Figure 32). Son port est diffus, couché, et mesure jusqu'à 35 centimètres de haut (Rodríguez-Pérez 2005 ; Julve 2021). Cette espèce est hermaphrodite avec une pollinisation entomogame (Rodríguez-Pérez 2005). Ses graines ont une faible distance de dispersion et l'espèce semble avoir un cycle de vie d'environ 15-20 ans (De Luis *et al.* 2008b). L'hélianthème affectionne les garrigues thermophiles à romarin, et se retrouve souvent en situation pionnières (Tison *et al.* 2014). Cette espèce est héliophile stricte, et se retrouve en contexte méso-méditerranéen (Julve 2021).

La germination de l'hélianthème se déclenche généralement après les incendies, puis la population disparaît progressivement lorsque la végétation devient plus dense (De Luis *et al.* 2008a, 2008b ; Raventós *et al.* 2010 ; Gauthier *et al.* 2019). Les incendies permettent aux plantes pionnières de se développer par l'ouverture du milieu rendant alors la niche écologique disponible. Chez certaines espèces et notamment dans la famille des Cistaceae, la germination des graines est induite par les fortes chaleurs ou d'autres mécanismes liés au feu (Thanos *et al.* 1992 ; Santana *et al.* 2013).

2.1.2. Répartition

En France, *H. marifolium* se retrouve uniquement dans les Bouches-du-Rhône et les Pyrénées-Orientales (Lewin 2015). Aussi ponctuellement présente au Portugal, la majorité de ses populations se trouvent en Espagne (Figure 32A), mais sous la forme de 6 sous-espèces : subsp. *andalusicum* (Font Quer & Rothm.) G. López, subsp. *conquense* Borja & Rivas Goday ex G. López, subsp. *frigidulum* (Cuatrec.) G. López, subsp. *marifolium* (L.) Mill., subsp. *molle* (Cav.) G. López et subsp. *origanifolium* (Lam.) G. López (Castroviejo 2020). Sur sa zone d'occurrence, *H. marifolium* semble très polymorphe avec des variations phénotypiques peu cohérentes et qui permettent difficilement un découpage subspécifique (Martín-Hernanz *et al.* 2019). Certains attribuent les populations françaises à la sous-espèce *marifolium* (Tison *et al.* 2014 ; Castroviejo 2020).

Dans cette étude, nous considérons la métapopulation des Bouches-du-Rhône (Figure 32B) comme indépendante des autres zones de répartition de l'espèce. En effet, aucun flux de gènes n'est possible avec la population des Pyrénées-Orientales, il est donc tout à fait probable que les individus des Bouches-du-Rhône soient adaptés localement (risque d'hétérogénéité génétique due aux conditions locales, voir Crow et al., 2021). Les populations de Bouches-du-Rhône se situent à la périphérie de la répartition de l'espèce, nous pouvons nous attendre à une originalité écologique par rapport aux populations centrales (Papuga *et al.* 2018). En l'absence de travail plus poussé sur l'étude de la phylogénie de l'espèce, des sous-espèces et de leur répartition géographique, nous avons considéré ici comme unique sujet d'étude la métapopulation des Bouches-du-Rhône notamment pour apporter une

réponse rapide et efficace aux besoins d'informations pour ce projet. La population des Bouches-du-Rhône est constituée de plusieurs localités de présence de l'espèce (sur 37 communes ; https://silene.eu/ ; 15/05/2021). Notons qu'aucune analyse génétique n'a été réalisée, et il n'est donc pas possible d'affirmer qu'il existe des flux de gènes entre les différentes populations des Bouches-du-Rhône.

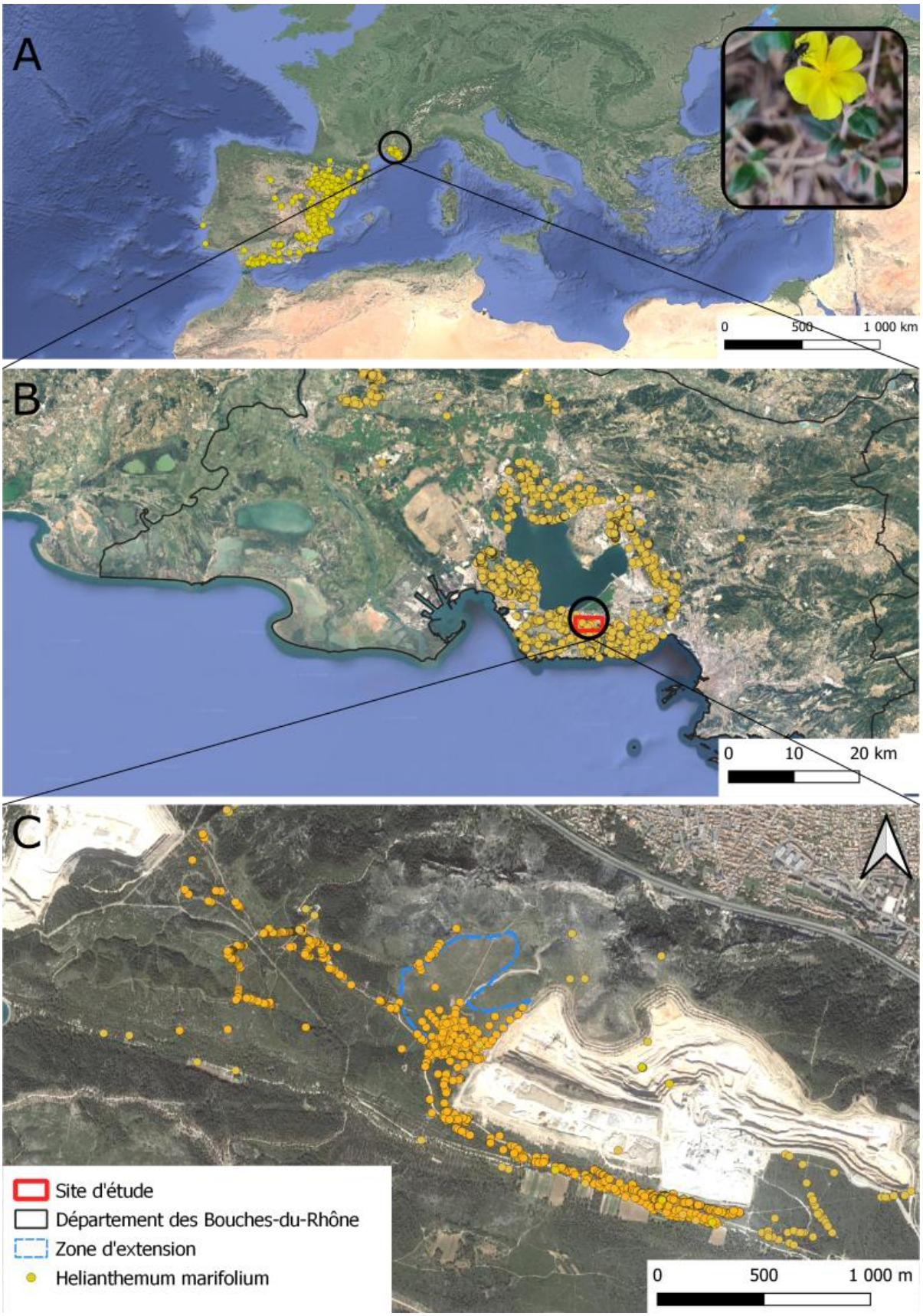


Figure 32 : Répartition des hélianthèmes à feuilles de Marum A. à l'échelle mondiale B. à l'échelle départementale C. à l'échelle du site d'étude. En haut à droite, photographie de l'hélianthème à feuilles de Marum.

2.2. Site d'étude

Nous étudions une population d'hélianthème à feuilles de Marum sur un site à proximité de la carrière Jean Lefèbvre à Châteauneuf-les-Martigues. Ce site se trouve en Région Sud à proximité de l'étang de Berre, dans le département des Bouches-du-Rhône (13) (Figure 32B).

La carrière prévoit de réaliser une extension sur une zone occupée par une importante population d'*H. marifolium* (environ 11ha). L'évitement partiel sera privilégié, cependant la population est très large (plus de 5000 individus) et ne pourra pas être totalement évitée : une translocation est donc envisagée à moyen terme. Ici, l'entreprise d'aménagement a anticipé l'étude d'impact, car la présence d'hélianthème à feuilles de Marum était déjà connue. Cet avantage a rendu possible une étude sur 5 ans afin d'améliorer les connaissances sur l'hélianthème et d'optimiser le protocole de translocation, avant dépôt du dossier réglementaire. La carrière est impliquée depuis plusieurs années sur l'amélioration des connaissances sur l'espèce.

Le site d'étude (Figure 32C) est situé sur un plateau, peu boisé et très exposé au vent. Il est composé d'une végétation de garrigue en cours de fermeture. La présence de chêne kermès (*Quercus coccifera* L.) est à noter, étant un arbuste au développement rapide, cela représente une menace forte de fermeture du milieu par compétition pour l'hélianthème à feuilles de Marum.

2.3. Adéquation future de l'habitat

La répartition de l'hélianthème en France est actuellement très restreinte. Avec les changements climatiques, les conditions favorables à l'espèce changeront et ne seront plus forcément favorables à l'hélianthème aux mêmes endroits. Il est donc pertinent de s'intéresser à la répartition actuelle et future dans un objectif de conservation de cette espèce, afin de s'assurer de transloquer dans un habitat qui sera toujours favorable dans le futur (Diallo *et al.* 2021).

Pour cela, nous avons récupéré les données d'occurrences de la population des Bouches-du-Rhône en compilant les données extraites de GBIF (GBIF Secretariat 2021) (triées pour ne garder que les observations humaines) et celles des comptages réalisés par l'entreprise Ecotonia dans le cadre de son activité d'inventaires. Les données ont été traitées sur QGIS 3.10.5 (QGIS Development Team 2022), certaines ont été retirées, car mal géolocalisées (présence dans un habitat aberrant pour l'hélianthème sur un point d'eau par exemple) par erreur de calibrage du GPS.

Pour déterminer les futures zones favorables à la métapopulation des Bouches-du-Rhône, nous avons utilisé le logiciel MaxEnt 3.4.4 (Phillips *et al.* 2022) qui se base sur des couches climatiques, donnant des moyennes d'un paramètre dans chaque maille d'une grille pour modéliser les zones de répartition prédites selon différents scénarios climatiques. Les variables environnementales utilisées sont issues du

site WorldClim (Fick et Hijmans 2017). Nous avons utilisé 19 variables bioclimatiques (voir Document supplémentaire 2) résultantes de moyennes réalisées entre 1970 et 2000, avec une résolution de 30 secondes (plus précise disponible pour les données actuelles).

Pour la projection dans le futur, les couches sont également extraites du site WorldClim et sont issues du programme CMIP6 (sixième version du « Coupled Model Intercomparison Project Phase »). La résolution choisie est de 2.5 minutes, qui est la plus précise disponible. Nous travaillons sur les projections pour 2040-2060 et 2080-2100. Nous avons fait le choix du modèle français : IPSL-CM6A-LR, car nous étudions une répartition centrée sur ce pays. Pour chaque modèle, il existe plusieurs scénarios basés sur les conséquences climatiques envisagées selon différentes politiques environnementales. Nous avons choisi de travailler avec un scénario optimiste (ssp2-4.5) qui prédit une diminution des émissions de CO_2, et un scénario pessimiste (ssp5-8.5) qui prédit des émissions croissantes de CO_2. Nous avons choisi d'utiliser les paramètres par défaut de MaxEnt, car nous faisons uniquement une analyse exploratoire de la surface favorable dans le futur.

Nous avons réalisé un prétraitement des couches environnementales, afin d'homogénéiser le système de coordonnées de référence (WGS84) pour les occurrences et les couches, et ainsi d'utiliser une même dimension spatiale. Ce traitement a été réalisé avec le logiciel QGIS.

2.4. Amélioration des connaissances de la biologie de l'hélianthème

2.4.1. Pollinisateurs potentiels

En Espagne, des inventaires ont été réalisés sur *H. marifolium* subsp. *origanifolium* (Rodríguez-Pérez 2005). L'abeille domestique (*Apis mellifera* Linnaeus) représente la plupart de leurs observations. Les quelques autres pollinisateurs observés étaient des coléoptères indéterminés et de petites abeilles sauvages du genre *Halictus*.

Afin de mieux connaître les pollinisateurs potentiels de l'hélianthème, et notamment ceux de la population étudiée, des captures au filet ont été réalisées lors de 9 passages échelonnés entre le mois d'avril et juillet 2020, représentant 10 à 15h de prospection au total. Peu d'insectes ont pu être observés lors de ces captures. Les insectes sont tués à l'acétate d'éthyle, puis conservés avant d'être identifiés sous loupe binoculaire grâce à la clef de détermination intitulée Fauna Helvetica Apidae pour les abeilles sauvages (Amiet *et al.* 2017). Nous avons collecté entre 1 et 3 spécimens pour chaque espèce observée. Sans détermination du pollen ni expérimentation dédiée, nous ne pouvons certifier s'il s'agit d'insectes pollinisateurs efficaces ou juste de visiteurs.

2.4.2. Succès reproducteur

Le site d'étude comprend plusieurs secteurs différents de présence de l'espèce (voir Figure 33). Ces secteurs connaissent des conditions abiotiques qui se différencient surtout par les conditions climatiques, et plus précisément par l'exposition au vent ici susceptible d'expliquer les variations du succès reproducteur de l'hélianthème par la diminution des visites des pollinisateurs. Nous avons défini 6 zones (Figure 33), où nous avons réalisé des collectes de fruits. Pour mesurer le succès reproducteur, nous utilisons trois indicateurs : le nombre de fruits par plante, le nombre de graines par fruit et le taux de germination (voir section suivante).

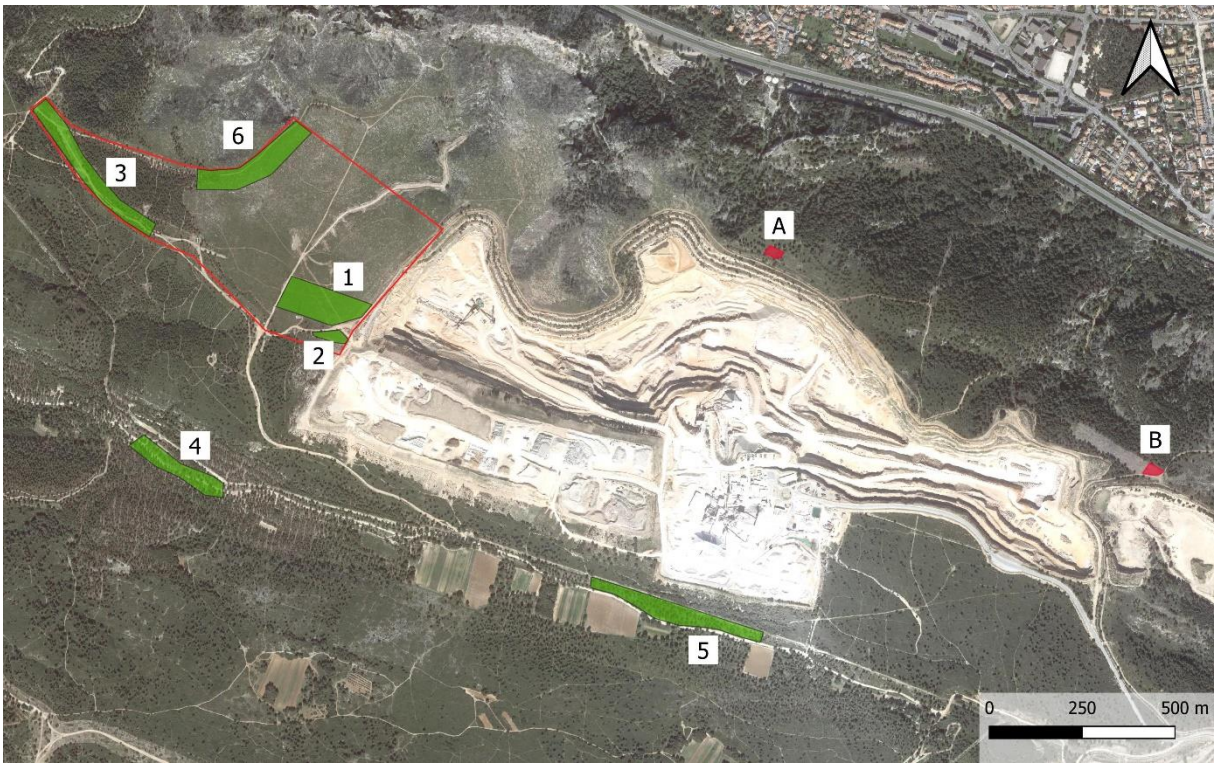


Figure 33 : Cartographie des emplacements des différents zonages. Les zones A et B sont les sites d'accueil potentiels. Les zones 1 à 6 sont les zones de récolte de graines. (Document supplémentaire 1 du Manuscrit 5)

Pour ne pas impacter ces populations, nous avons collecté moins de 20% des fruits disponibles le jour de la récolte selon les recommandations du CBN Med (Conservatoire botanique national méditerranéen). La récolte s'est effectuée du 23 juin au 9 juillet 2020, et du 22 juin au 13 juillet 2021 (7 matinées de collecte). Nous avons évité de collecter après un jour de pluie. Pour prendre en compte la variabilité génétique d'une population, nous avons veillé à réaliser la récolte de façon aléatoire et uniforme sur au moins 20 individus par secteur.

Les fruits sont ensuite stockés dans des enveloppes de papier de soie, puis les enveloppes sont placées dans un endroit frais, bien ventilé et ombragé. Les graines sont extraites des fruits moins de 5h après

leur collecte, en comptant le nombre de graines par fruit. Les graines sont ensuite stockées dans des flacons en présence de billes de gel de silice, dans une chambre climatique à 4°C sans lumière. De plus, sur 2 matinées de collectes réalisées en juillet 2020, nous avons réalisé un comptage du nombre de fruits par individu (sans les collecter) afin de compléter les données sur le succès reproducteur. Ce comptage a été effectué sur 236 individus au total (médiane de 45 individus par secteur, minimum de 15 individus pour la zone 2) afin d'avoir une bonne représentativité de la population totale.

Les tests statistiques sont réalisés avec R 3.6.3. Après vérification des conditions d'application, un premier modèle linéaire du nombre de graines en fonction du mois, de l'année, et la zone de récolte avec une loi de Poisson est réalisé ; et un second modèle linéaire est réalisé du nombre de fruits par individu en fonction de la zone de récolte sont réalisés. La date n'est pas utilisée dans le second modèle puisque les comptages des fruits ont été réalisés sur 2 jours proches. Un test de Tukey permet ensuite de faire des comparaisons 2 à 2.

2.5. Tests de germination puis culture de l'hélianthème

2.5.1. Tests de germination

La famille des Cistaceae est connue pour avoir des graines à paroi épaisse, ce qui rend la germination difficile sans traitement (Thanos *et al.* 1992). Chez ce genre, l'espèce *Helianthemum squamatum* n'a un taux de germination que de 5,7% (Sánchez *et al.* 2017), alors que celui de la sous-espèce *H. marifolium* subsp. *origanifolium* est de 73% sans traitement (Rodríguez-Pérez 2005), ce qui est plus élevé qu'un bon nombre d'espèces de Cistaceae. Toutefois, ce pourcentage pourrait être encore augmenté en levant la dormance.

Plusieurs études sur la levée de dormance portent sur cette famille. Les espèces *H. apenninum* et *H. hirtum* testées par Luna et al. (2019) n'ont pas été réceptives à la scarification contrairement aux autres genres de Cistaceae testés. De plus, d'autres études montrent que de nombreuses espèces du genre se révèlent sensibles aux traitements thermiques, mais pas aux mêmes températures (Thanos et Georghiou 1988 ; Herranz *et al.* 2000). Pour ce qui concerne *H. marifolium*, l'espèce présente un taux de germination bien supérieur après scarification (Thanos *et al.* 1992), mais la sous-espèce n'est pas spécifiée. Nous faisons donc l'hypothèse que les graines de la population de Châteauneuf-les-Martigues puissent germer plus facilement après scarification. Cependant, Fenu et al. (2020) ont fait germer des graines de *H. marifolium* subsp. *origanifolium* à 84% après chauffage, ce qui suggère que la méthode optimale de levée de dormance peut varier entre sous-espèces. Nous avons donc réalisé des tests de germination sous différentes conditions afin d'optimiser la germination pour cette population. Ainsi, les prétraitements suivants sont testés : 1) Aucun traitement (témoin), 2) Chauffage pendant 1h à 100°C, 3) Bain d'acide chlorhydrique (37%) pendant 1h, 4) Congélation des graines pendant 48h, 5) Scarification

mécanique légère au papier de verre, 6) Trempage des graines pendant 24h dans de l'eau et 7) Scarification puis trempage pendant 24h.

Quatre répliqua de 25 graines sont effectués en 2020 pour chaque traitement (sauf congélation : 2 répliqua uniquement). Les graines sont disposées sur un papier filtre (humidifiées tous les 2-3 jours), placées dans des boîtes de Pétri, qui sont disposées dans une chambre climatique avec les conditions suivantes : cycle de 14h à 20°C avec lumière et de 10h à 18°C sans lumière. Chaque semaine, nous avons compté le nombre de graines germées (émergence de la radicule, visible à l'œil nu).

Les pourcentages de germination sont comparés à 55 jours après le début de la mise en germination. Une analyse de variance (ANOVA) du pourcentage est réalisée en fonction des prétraitements effectués avant la mise en germination. À l'issue de l'ANOVA, un test post-hoc de Tukey est réalisé pour les comparaisons des moyennes 2 à 2 grâce au package *multcomp* (Hothorn *et al.* 2008).

En complément, nous avons réalisé en 2021 une autre série de tests de germination entre sites (4 répliqua) ainsi que des tests de germination après 24h, 48h et 72h de trempage (8 répliqua). Les mêmes tests (ANOVA puis test de Tukey) sont réalisés.

2.5.2. Culture sous serre

Une fois le mécanisme de dormance compris, nous avons mis à germer un grand nombre de graines, en expérimentant cette fois différents substrats pour observer lesquels permettaient une meilleure émergence et croissance des plantules (voir Tableau 8).

Tableau 8 : Substrats et nombre de graines testées pour chaque substrat

Code substrat	**Composition**	**Nombre de graines mises à germer**
Loam	Terreau universel composé d'écorces compostées, de tourbe blonde de sphaigne, de fibres de bois, de compost végétal et d'engrais organique – réf. OBRTPUNIVER40	134
Loam 2	Terre végétale contenant des écorces compostées, du compost végétal, du compost de fumiers et des algues marines – réf. OBRTPTERVEG30	144
CHN	Terre naturelle prélevée sur le site d'étude	136
CHN/Loam	Mélange de terre naturelle du site d'étude et du terreau universel (50/50)	231

CHN/Loam 2	Mélange de terre naturelle du site d'étude et de terre végétale	50
Restinc.	Terre naturelle d'une garrigue thermophile ne comprenant pas d'hélianthèmes, prélevée sur le domaine de Restinclières (34)	155
Restinc./Loam 2	Mélange de terre naturelle de Restinclières et de terre végétale	156

Le sol du site d'étude a été prélevé sur la zone 5 (Figure 33). Nous avons choisi cette zone en raison du meilleur succès reproducteur des individus présents sur cette zone (voir résultats). Nous avons réalisé les expérimentations sur un substrat choisi dans un site à la végétation similaire à celle de la carrière (garrigue thermophile) suffisamment éloigné du site des Bouches-du-Rhône pour éviter toute contamination par des propagules d'*H. marifolium*. La communauté du sol pouvant différer en fonction des espèces végétales présentes, nous avons voulu déterminer si le sol d'une autre garrigue thermophile est équivalent pour la croissance d'*H. marifolium*. Le parc de Restinclières dans le département de l'Hérault (près de Montpellier) répondait à ces critères. Nous n'avons pas testé les sols des sites d'accueil sélectionnés car ils n'étaient pas disponibles à ce stade.

Des plaques à semis de 104 trous ont été utilisées et placées dans une serre chauffée (25-27°C le jour et 20°C la nuit). Dans chacun des trous, une graine dont la dormance a été levée, mais non germée, est semée en surface du substrat, car les graines du genre *Helianthemum* ne germent pas lorsqu'elles se trouvent en profondeur (Odion et Davis 2000).

Lorsque la plantule atteint une taille suffisante (au moins les cotylédons sortis), celle-ci est rempotée. Le pot est par la suite mis sous un tunnel de culture, permettant d'habituer la plante à des conditions moins douces, puis le pot est mis en extérieur. La gestion est identique pour tous les individus, avec un rempotage dès que la plant atteint une taille suffisante et un arrosage régulier.

La germination et la croissance des plantules sont régulièrement surveillées en notant le nombre de jours nécessaires pour chacun des évènements suivants : germination, apparition des cotylédons, apparition de la première paire de feuilles, rempotage, sortie sous tunnel, sortie en extérieur. Il est difficile de noter la date de mort d'une plantule, celle-ci pouvant sécher puis parfois reprendre sa croissance. Nous avons donc considéré que la mort est survenue le lendemain de la dernière observation en vie de l'individu afin de standardiser cette information.

Une analyse de survie est réalisée. Cette méthode permet de tenir compte des données censurées : en effet, certains pots ont perdu leur numéro et le suivi a donc été interrompu. Les analyses sont réalisées

sur R, avec les packages *survival* et *survminer* (Therneau et Lumley 2014 ; Kassambara *et al.* 2017). Les courbes de survie en fonction du substrat utilisé sont comparées grâce à un test de log-rank.

2.5. Analyse des sols

Deux sites d'accueil potentiels ont été sélectionnés sur des critères de disponibilité de terrain ainsi que sur la végétation, qui doit être similaire à la zone impactée. Une analyse de sol est réalisée pour comparer ces 2 zones. Nous avons défini 4 zones d'intérêt pour l'analyse de sol : la zone centrale, qui va être impactée par la future extension (zone 1) ; la zone DFCI (Défense des Forêts contre les Incendies) (zone 5), qui présente une grosse population d'hélianthèmes ; et les 2 sites d'accueil potentiels (zones A et B), au nord de la carrière, présentant une végétation de garrigue (voir Figure 33). Nous avons choisi les zones 1 et 5 car elles montraient des différences en termes de succès reproducteur (voir résultats).

Les échantillons de terre sont collectés selon le même protocole en effectuant 4 à 5 sondages (environ 15 cm) sur chaque zone à l'aide d'une tarière qui sont ensuite mélangés ; ils ont été analysés par le laboratoire LDM basé à Alès (30). Les paramètres physiques des échantillons sont étudiés, notamment la granulométrie, le pH, la réserve utile en eau ainsi que les pourcentages de matières organiques et de calcaire total. L'indice de battance, c'est-à-dire la tendance du sol à se tasser en surface sous l'effet de la pluie, est également indiqué. De plus, un triangle de texture est établi afin de déterminer la texture de chaque sol à partir des pourcentages de granulométrie.

3. Résultats

3.1. Adéquation future de l'habitat

Les prévisions de la surface favorable de la métapopulation d'hélianthème à feuilles de Marum des Bouches-du-Rhône ont été réalisées à l'échelle de la France, aux horizons 2040-2060 et 2080-2100 pour 2 scénarios. Il en ressort que la zone de l'étang de Berre (présence actuelle) devrait rester favorable dans le futur selon les 2 scénarios (Figure 34). En effet, avec le scénario ssp2-4.5, la surface favorable s'étend légèrement jusqu'à atteindre l'extrême sud du littoral méditerranéen français. La distribution potentielle reste tout de même réduite. Avec le scénario ssp5-8.5, la surface favorable remonte dans la vallée du Rhône, dans les Alpes, mais aussi vers le Sud comme sur les côtes de la Corse et de la région Occitanie et même du Nord Est de l'Espagne. Dans l'ensemble de ces scénarios, l'étang de Berre reste favorable à la présence de l'hélianthème dans le futur.

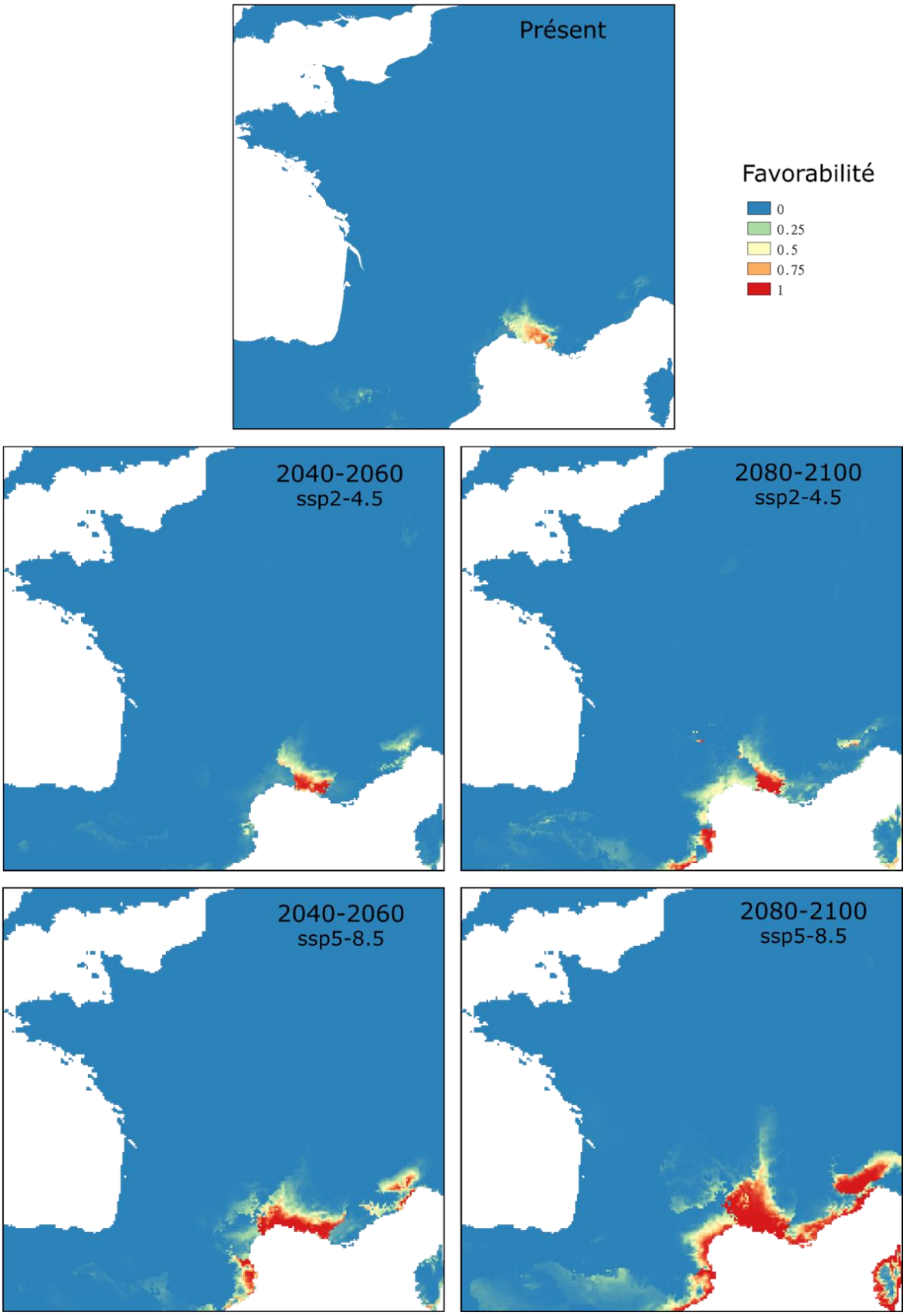


Figure 34 : Surfaces favorables à l'hélianthème à feuilles de Marum actuelles et prédites selon 2 scénarios futurs

3.2. Amélioration des connaissances sur la biologie

3.2.1 Pollinisateurs potentiels de l'hélianthème

Deux espèces de Diptères ont été contactées : *Bombylius major* Linnaeus et *Hemipenthes morio* Linnaeus ; deux espèces pour les Hyménoptères : *Andrena lepida* Schenck et *Lasioglossum clypeare* Schenck ; et 2 espèces de Coléoptères : *Anthaxia millefolii* subsp. *polychloros* Abeille de Perrin et *Dasytes aeratus* Stephens. Cette dernière, *D. aeratus,* est celle qui a été vue le plus souvent sur les hélianthèmes, c'est une espèce qui se nourrit de pollen. Il s'agit de pollinisateurs généralistes, et aucune ne semble spécifique à l'hélianthème.

3.2.2. Récolte de graines

En juillet 2020, nous avons déterminé une valeur médiane de 11.44 fruits par individu (1er quartile = 3 ; 3ème quartile = 15 ; n = 246). Le nombre de fruits par individu est significativement différent entre les zones de récolte (Chisq = 290.97 ; Df = 5 ; p-value < 2.2^{e}-16) ; les zones 3 et 4 ont des individus ayant significativement le plus de fruits par individu, suivis de la zone 5 (significativement différente de toutes les autres zones) alors que les zones 1, 2 et 6 ont des valeurs significativement plus faibles (Figure 35).

Au total, 9279 graines ont été collectées (4927 en 2020 et 4352 en 2021) et en moyenne, un fruit contient 4.48 graines (1er quartile = 3 et 3ème quartile = 6, n = 2069). Concernant le nombre de graines par fruits, il y a bien une différence de moyennes entre les zones de récolte (Chisq = 66.99 ; Df = 5 ; p-value = 4.34^{e}-13), mais aussi entre les mois (Chisq = 7.95 ; Df = 1 ; p-value = 0.0048) avec une moyenne plus élevée au mois de juin. En revanche, aucune différence n'a été relevée entre les années (Chisq = 0.40 ; Df = 1 ; p-value = 0.53). Deux groupes se distinguent après le test de Tukey : les zones 1, 2, 3 et 6 d'une part, et les zones 4 et 5 d'autre part (Figure 35). Ces 2 dernières zones ont en moyenne un plus grand nombre de graines par fruit, mais aussi un nombre plus important de fruits par individu, autrement dit les individus de ces zones ont un succès reproducteur plus important que sur les autres zones.

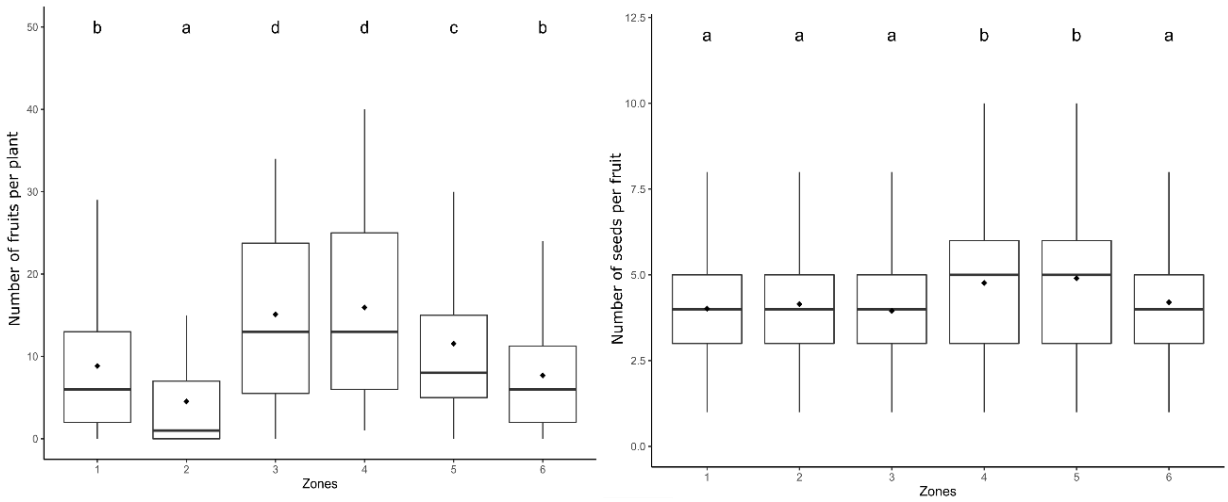


Figure 35 : Moyennes du nombre de fruits par plante (à gauche) et du nombre de graines par fruit (à droite), par zones de récolte. Les lettres au-dessus de chaque zone sont issues du test de Tukey et indiquent une différence significative entre 2 groupes.

3.3. Culture de l'hélianthème

3.3.1. Tests de germination

Le pourcentage cumulé de germination en fonction du temps montre de fortes différences selon les conditions de germination (Figure 36A). Pour les conditions « Scarification » et « Scarification + trempage », le pourcentage de germination augmente de façon logarithmique jusqu'à plus de 80%, alors que les autres conditions restent à des pourcentages très bas. Les taux moyens de germination à 55 jours sont significativement différents entre les conditions testées (F-value = 292 ; p-value = 4^{e}-15). Les tests de Tukey permettent de montrer une absence de différence significative entre les conditions « Scarification » et « Scarification + trempage », mais elles présentent des différences significatives avec toutes les autres conditions (ces dernières n'étant pas significativement différentes entre elles).

Le taux de germination est plus important pour les graines venant des sites 3, 4 et 5 (plus de 90% des graines ont germé). Les sites 1 et 6 sont intermédiaires (entre 80 et 90%), et le site 2 est celui avec le taux de germination le plus bas (moins de 80%). Ces différences sont significatives (F-value = 8.71 ; p-value = 0.00024), mais les taux de germination des graines des sites 1, 3, 4, 5 et 6 ne sont pas différents entre eux d'une part, et d'autre part les taux des sites 1, 2 et 6 ne sont pas différents entre eux non plus (tests de Tukey).

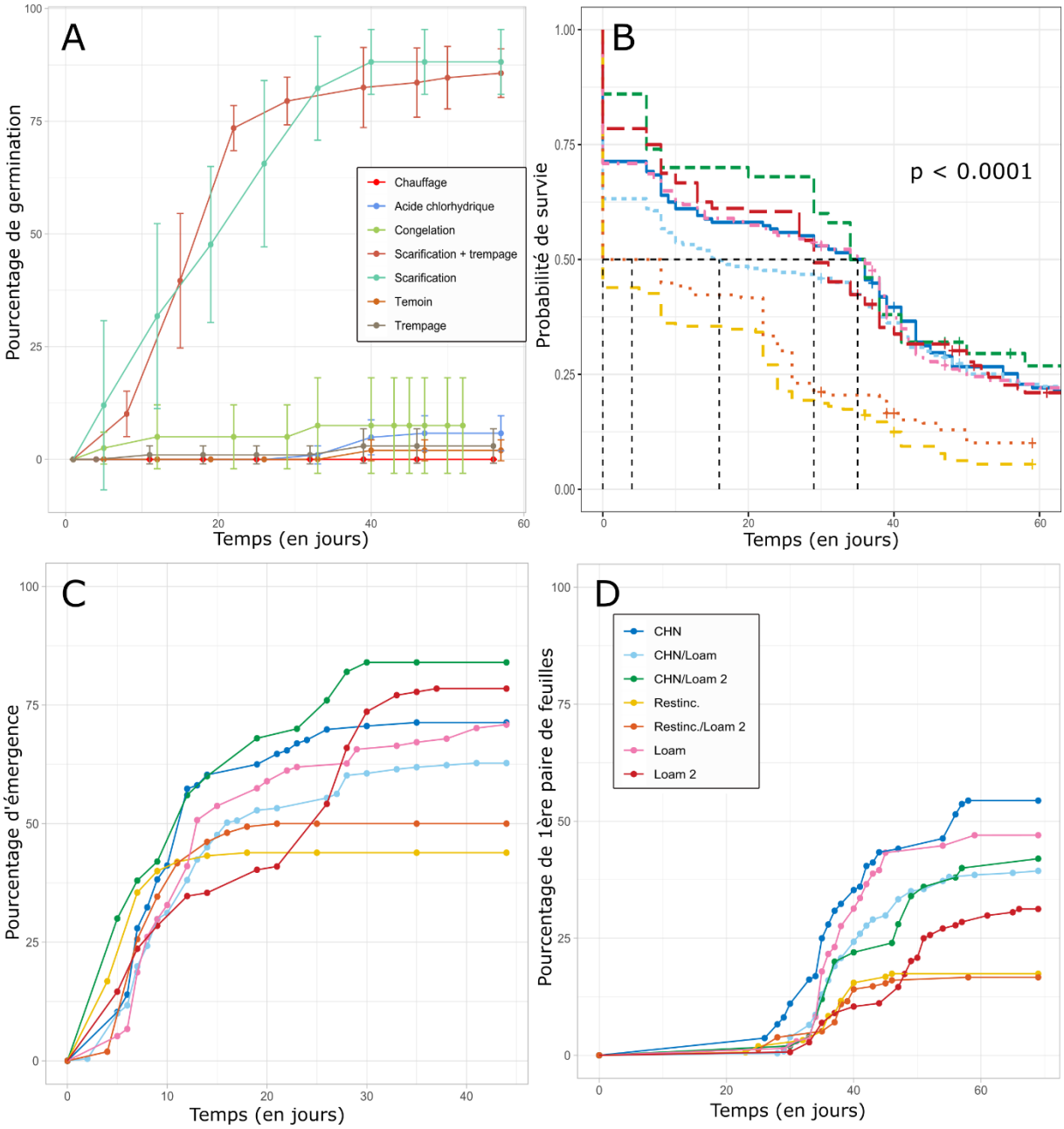


Figure 36 : A. Courbes des pourcentages cumulés de la germination selon différentes méthodes de levée de dormance. B. Courbes de survie des plantules. C. Courbes des pourcentages cumulés des émergences de plantules selon différents substrats. D. Courbes des pourcentages cumulés des plantules atteignant la 1ère paire de feuilles selon différents substrats.

Enfin, avec un effectif plus grand par condition (8 répliqua), le temps de trempage est un facteur important puisque le taux de germination est significativement plus important sans trempage qu'avec un trempage de 48h ou 72h (mais pas différent d'un trempage de 24h) (F-value = 5.12 ; p-value = 0.0042).

3.3.2. Culture sous serre

Les courbes cumulées de pourcentage d'émergence des plantules augmentent toutes de manière logarithmique et atteignent des valeurs plateau entre 45% et 80% de graines germées selon le substrat utilisé (Figure 36C). Mais la durée pour atteindre ce plateau varie aussi selon le substrat utilisé. Le plateau est atteint rapidement pour les substrats contenant de la terre de Restinclières (Restinc. et Restinc./Loam2, entre 10 et 15 jours), mais reste peu élevé avec moins de 50% d'émergence des plantules. Pour les autres substrats, il faut attendre environ 30 jours avant d'atteindre le plateau. Les substrats permettant d'obtenir le plus de plantules sont CHN/Loam2 et Loam2, avec plus de 75% d'émergence. Les plantules étant très fragiles avec une mortalité forte pendant les premiers jours, il faut aussi considérer le stade plantule ayant leur première paire de feuilles (Figure 36D). Les premiers individus obtenant leur première paire de feuilles apparaissent vers 30 jours, et le plateau est obtenu vers 50 jours. La tendance change par rapport au pourcentage d'émergence des plantules, ce sont les substrats CHN et Loam qui permettent d'obtenir un plus grand nombre de plantules avec leur première paire de feuilles (environ 50%).

Les courbes de survie permettent de suivre la mortalité des plantules au cours du temps (Figure 36B). Il existe une différence significative sur l'ensemble des substrats (test de log-rank ; $Chi^2 = 78.9$; ddl = 6 ; p-value = 6^e-15), avec une mortalité plus forte des plantules se développant dans les 2 substrats (pas différents entre eux) contenant de la terre venant de Restinclières par rapport à celle des plantules se développant dans les 5 autres substrats (qui ne sont pas différents entre eux) (test de log-rank ; $Chi^2 = 1.4$; ddl = 4 ; p-value = 0.8).

3.4. Analyse des sols

La zone 1 a un sol de type limon sablo-argileux, la zone 5 de type sable argileux, la zone A de type argile et la zone B de type sable argileux. Bien que les types de sols des zones 1 et A soient différents, ils sont très proches en composition (voir document supplémentaire 3), ce qui est mis en évidence par le triangle de texture (document supplémentaire 4). D'autre part, la zone 5 et la zone B ont des textures similaires.

Les 4 sols ont des pH similaires (environ 8), de type alcalin. Les taux de calcaire des différents sols varient beaucoup : la zone 5 avec un très fort taux de calcaire (75.4%), alors que la zone A en contient beaucoup moins (5.9%).

Les 2 sites d'accueil sont riches en matières organiques (environ 20%), contrairement aux 2 zones présentant déjà des hélianthèmes. À noter qu'un terrain riche en matière organique a une capacité de rétention d'eau plus importante, ce qui peut être favorable à l'installation de plantules venant de serre, avec un arrosage régulier.

4. Discussion

Cette étude portait sur l'anticipation d'une translocation en réponse à la prévision d'impacts dus à l'agrandissement d'une carrière. Notre objectif était double : améliorer les connaissances sur cette espèce afin d'optimiser le protocole de translocation, et proposer des exemples d'actions pouvant être mises en place avant de proposer une translocation.

Nous avons fourni une liste de pollinisateurs présents sur l'hélianthème à feuilles de Marum sur le site, mais aussi déterminé les conditions favorables à l'espèce, par l'étude du sol, de la comparaison de son succès reproducteur sur différents sites, ainsi que les zones de présence conservant un climat favorable à l'espèce dans le futur. Les graines collectées nous ont permis de réaliser des tests de germination et ainsi déterminer le mécanisme de levée de dormance, puis nous avons déterminé les différences de croissance selon les substrats utilisés.

Adéquation future de l'habitat. La modélisation via MaxEnt indique que la zone de l'étang de Berre devrait rester favorable, même face au changement climatique. S'il n'y a pas de réduction des émissions de CO_2 ou même une augmentation des émissions, cela pourrait s'avérer favorable à *H. marifolium* qui pourrait étendre sa distribution. Nous n'avons pas considéré le type de sol dans ce modèle, ce qui devrait restreindre sa distribution puisqu'il semble que *H. marifolium* se développe principalement sur des sols calcaires. Pour réaliser une translocation d'*H. marifolium*, l'étang de Berre et ses environs resteront favorables et devraient donc être privilégiés pour que cette espèce reste au plus près de son aire de répartition naturelle actuelle. L'utilisation de MaxEnt dans le cadre d'une translocation d'atténuation permet d'inclure une volonté de pérennité de la population en s'assurant que les conditions climatiques futures n'auront pas ou peu d'effet sur la viabilité de la population transloquée. La modélisation peut également être utilisée pour l'aménagement du territoire en identifiant les zones à risque pour une espèce donnée (Ardestani *et al.* 2015). Cependant, les résultats de ce type de SDM doivent être considérés avec prudence car les prédictions ne reflètent pas une image exacte de la réalité (Journé *et al.* 2020). Dans notre cas, la SDM a été utilisée uniquement pour confirmer que les changements globaux ne constituent pas une menace pour les espèces cibles et qu'elles ne nécessitent pas de migration assistée.

Pollinisation. Nous avons fait des collectes ciblées sur les pollinisateurs potentiels de l'hélianthème tout autour de la carrière afin de déterminer s'il existe une relation avec un pollinisateur spécifique. Il semble que l'hélianthème n'ait pas de pollinisation spécifique et attire des pollinisateurs généralistes de plusieurs ordres avec une présence de ces pollinisateurs assez commune localement. Les insectes trouvés sont de petite taille, ce qui est à mettre en relation directe avec la petite taille de la fleur de l'hélianthème. Sur l'ensemble des séances de capture, nous avons échantillonné peu d'individus sûrement du fait des conditions climatiques très ventées de la zone. Il aurait également fallu faire des répliqua sur plusieurs années afin de voir si les pollinisateurs étaient rares spécifiquement l'année 2020. Ces pollinisateurs

généralistes ne semblent pas être un frein à la reproduction et la dispersion de l'hélianthème, puisque les pollinisateurs sont présents sur tout le secteur.

Succès reproducteur. Afin de favoriser la diversité génétique locale, nous avons récolté des graines sur différentes zones autour de la carrière. À cette occasion, nous avons comparé les succès reproducteurs. Les zones 4 et 5 ont un succès reproducteur plus important que sur les autres zones (en se basant sur le nombre de graines par fruit, le nombre de fruits par plante et le taux de germination). Les hélianthèmes sont d'ailleurs présents à des densités plus importantes. Ces zones sont plus abritées du vent et ont une nature de sol plus argileuse, contenant plus de calcaire. La végétation est plus entretenue, avec peu de compétition végétale. Ces différents aspects peuvent être à l'origine de ce succès reproducteur plus important.

Site d'accueil. L'analyse du sol permet de choisir le site d'accueil pour la translocation : la zone B possède une texture similaire à la zone 5, qui a une population avec un bon succès reproducteur, et la zone B est également composé de plus de calcaire que la zone A. De plus, il se trouve loin des populations connues autour de la carrière. Une colonisation naturelle de cet espace semble peu probable à cause de la direction du vent, qui ne favorise pas une dispersion des graines vers le nord de la carrière, ainsi que la présence de boisements qui n'est pas un milieu favorable à *H. marifolium* et constituant ainsi une barrière entre les zones de présence et le site d'accueil. En revanche, pour la zone A, il serait possible de mettre en place des mesures de gestion pour permettre aux hélianthèmes de s'installer naturellement sur ce site, sans avoir besoin de recourir à la translocation. Pour ces différentes raisons, nous avons choisi de réaliser la translocation sur la zone B.

Dans notre cas d'étude, l'analyse de sols n'a pas permis une discrimination claire des sites d'accueil. Ceux-ci sont assez différents des sites où l'hélianthème est présent, mais les individus semblent se plaire sur des sols variés puisque les zones 1 et 5 présentent également des différences de sol. L'analyse de sol est donc ici un argument supplémentaire, mais nous ne pouvons pas nous baser uniquement sur ces résultats pour choisir le site d'accueil. Dans d'autres cas, avec des espèces plus exigeantes, cette analyse pourrait être déterminante.

Protocole de translocation. Les tests de germination ont permis de déterminer que la scarification était indispensable à la levée de dormance pour cette population. De plus, la culture des hélianthèmes dans différents substrats a montré une forte mortalité et une germination partielle des graines en terre. Certains substrats, dont ceux contenant de la terre du site d'étude, semblent permettre une meilleure germination. Des tests complémentaires pourraient permettre d'affiner nos résultats sur ce point, mais il semble nécessaire de prévoir une mise en germination d'un grand nombre de graines pour réimplanter une population en effectif suffisant. Dans différentes études, il est montré que les prétraitements avant la

translocation permettent d'augmenter les chances de survie des individus (Brancaleoni *et al.* 2018 ; Pogorzelec *et al.* 2022).

Résultats préliminaires de la translocation. 118 plantules de moins d'un an, obtenues à la suite de cette étude et 620 graines ont été implantées sur le site B en automne 2021. Deux semaines après translocation, 79% des plantules étaient toujours en vie. Nous avons testé différents protocoles : présence de cages pour protéger les individus des herbivores (Fenu *et al.* 2016 ; Dillon *et al.* 2018), et utilisation de rétenteurs d'eau biodégradables afin de rendre l'eau plus facilement disponible pour les individus transloqués et ainsi diminuer le stress dû à la sécheresse du site (Commander *et al.* 2018). Une population témoin a été déterminée, permettant de comparer la population transloquée aux conditions naturelles afin de voir l'effet de la translocation (Menges 2008 ; Monks *et al.* 2012). Il est prévu de suivre annuellement cette population transloquée et d'en publier les résultats afin de contribuer aux retours d'expériences.

Anticipation de la translocation. Cette étude avait également pour objet de montrer différentes possibilités afin de mieux préparer une translocation dans le cadre de l'aménagement du territoire. En effet, actuellement, les translocations réglementaires sont peu préparées, et les protocoles proposés sont de faible qualité (Pérez *et al.* 2012 ; Julien *et al.* 2022). Pourtant, dans certains projets, il est possible de s'y prendre à l'avance afin de mieux connaître l'espèce. L'intérêt est double ; pour la conservation de l'espèce, une meilleure préparation permet d'optimiser les chances de succès (Godefroid *et al.* 2016 ; Tischew *et al.* 2017), mais cela augmente également la probabilité que le dossier réglementaire soit accepté. En effet, l'aménageur montre une réelle implication en faveur de la biodiversité, ce qui est apprécié des services instructeurs. Des actions afin d'améliorer les protocoles sont donc possibles, et sont à adapter en fonction du protocole visé, de la biologie et de l'écologie de l'espèce, ainsi que du site et de la planification du projet d'aménagement.

Au total, cette étude s'est faite sur 2 ans, avec l'identification des pollinisateurs et les récoltes de graines réalisées au printemps et début de l'été, l'analyse de sol à l'automne, et les autres pistes d'actions ont pu être réalisées en dehors des périodes de terrain. Si certaines pistes sont coûteuses (par exemple, l'achat d'une chambre climatique pour les tests de germination), d'autres le sont beaucoup moins (par exemple, l'analyse de sols), et apportent pourtant des informations importantes (Tableau 9). De plus, ces pistes peuvent être réalisées en partenariat avec d'autres organismes, comme les conservatoires botaniques nationaux. Nous encourageons les bureaux d'études à s'approprier ces méthodes afin d'améliorer leur pratique de la translocation végétale.

Tableau 9 : Coûts, temps et compétences requises pour les différentes pistes d'amélioration explorées dans cette étude

Piste d'amélioration de la translocation	Coût de l'opération	Temps passé pour l'ensemble de l'opération	Compétences requises	Recommandations
Identifications des pollinisateurs locaux	- 9 déplacements sur site (mutualisés avec d'autres déplacements) - Identification des spécimens par un expert	- Une journée de terrain (en cumul) - 1 heure d'épinglage des pollinisateurs - Une journée de détermination des espèces	- Techniques de capture et d'épinglage - Réseau d'experts taxonomistes	- En cas de pollinisation spécifique, il est important de réaliser cette analyse (par exemple sur les Orchidaceae)
Récolte de graines	- 7 déplacements sur site (mutualisable)	- 4 journées de terrain (en cumul)	- Technique de collecte et de stockage de graines	- Si possible sur 2 années distinctes
Tests de germination	- Chambre climatique - Petit matériel de laboratoire (boîtes de Pétri, pinces, filtre, etc.)	- 1h de relevés tous les 3 jours pendant 2 mois	- Techniques de levée de dormance - Connaissance en biologie de la germination	- À prévoir si un semis est prévu ou de la culture *ex situ* - Prévoir échanges et discussions avec un CBN
Culture sous serre	- Serre chauffée - Matériel de culture (pots, terre, etc.)	- Stage de licence de suivi des germinations : semis et relevés de l'état des plantes tous les 2-3 jours et encadrement (2 mois)	- Techniques de culture sous serre	- Piste particulièrement coûteuse en matériel et en temps, il est possible de sous-traiter cette partie
Modélisation de la répartition future	- Prospections par des experts de terrain	- Temps de collecte et tri des données - Temps d'analyse sur Maxent - Stage de licence en modélisation et encadrement (2 mois)	- Maîtrise des logiciels MaxEnt et QGIS, et de l'interprétation des résultats	- Méthode peu coûteuse, mais nécessite un savoir-faire particulier, possible de sous-traiter - Ratio coût / bénéfice intéressant
Analyse de sol	- 1 déplacement sur site (mutualisable) - Coût d'analyse (48€ par échantillon)	- Une demi-journée de terrain - Préparation des échantillons	- Analyse sous-traitée	- Analyse facile à entreprendre, donnant des résultats rapides

Le cas de l'hélianthème est particulier, car l'étude a pu être mise en place longtemps avant le dépôt de l'étude d'impact. D'autres projets sont dans le même cas et nous recommandons fortement d'anticiper la translocation, mais dans de nombreux projets, le temps est une contrainte importante. En peu de temps, il est tout de même possible de réaliser certaines actions de connaissances (Draper *et al.* 2016), mais sans anticipation, la recherche d'alternatives à la translocation est alors d'autant plus importante puisqu'il n'y a alors aucune assurance d'un succès, et l'expérimentation par la mise en place de différents protocoles permet d'obtenir un retour d'expériences pouvant servir à de prochaines translocations. Comme alternative à la translocation, il est possible de mettre en place la gestion d'une population non impactée par les travaux d'aménagements. De cette façon, en favorisant la dispersion d'une autre

population, les effectifs peuvent augmenter, compensant alors les pertes dues aux impacts. Cette méthode est plus simple à mettre en œuvre, et selon l'espèce, donne de bons résultats.

Enfin, dans la littérature scientifique, les translocations réglementaires sont globalement peu reportées, complexifiant la création de protocoles, car il est difficile de se baser sur des retours d'expérience sur la même espèce. En Australie, la situation semble similaire, et une récente étude propose de répertorier systématiquement et obligatoirement les translocations réglementaires réalisées (Doyle *et al.* 2022). Cela pourrait être appliqué en France : les mesures proposées dans les dossiers réglementaires constituent une importante ressource, il pourrait donc être profitable à tous et en particulier à l'environnement d'avoir un accès aux suivis de translocation, mais aussi d'autres mesures des dossiers réglementaires.

Conclusion. Nous avons montré que des actions sont possibles avant translocation afin d'améliorer la connaissance sur l'espèce et d'optimiser le protocole de translocation. Dans le cas de l'hélianthème à feuilles de Marum, nous nous sommes concentrés sur ses pollinisateurs, sa variation de succès reproducteur, le sol, sa répartition actuelle et future à l'échelle de la France, sa dormance et sa culture. Ces actions sont adaptables sur d'autres espèces, et doivent être choisies en fonction du projet : par exemple, en cas de translocation directe des individus adultes, l'étude de la dormance et la culture ne sont pas utiles, mais l'étude des pollinisateurs et du sol peut permettre de choisir un site d'accueil permettant d'optimiser le succès.

Translocation de l'hélianthème à feuilles de Marum

Dans le **Manuscrit 5**, nous présentons toutes les étapes qui ont eu lieu avant la translocation de l'hélianthème à feuilles de Marum, espèce protégée au niveau national. En octobre 2021, les plantules obtenues sous serre ont été mises en terre en milieu naturel, à proximité de la carrière (site B, Figure 33). Le printemps 2022 a été l'occasion de réaliser le premier suivi de la translocation. Nous présentons ici le protocole de translocation qui a été utilisé, les résultats et analyses de la première année de suivi, puis nous discuterons de ces premiers résultats.

1. Protocole de translocation

À l'issue de l'étape *ex situ* détaillée dans le **Manuscrit 5**, nous avons obtenu 118 plantules viables, chacune ayant au minimum quatre feuilles bien développées. Parmi elles, 55 sont issues des semis de février (8-9 mois à la plantation) et 63 des semis d'août (2 mois à la plantation).

Tout d'abord, une préparation du site d'accueil a été réalisée le 29 septembre 2021 (Figure 37). Une pelleteuse de la carrière a retourné la terre et retiré une partie des cailloux et la végétation. Nous avons ensuite délimité 20 placettes d'1 m², que nous avons aplani manuellement et retiré les pierres restantes ainsi que les racines. Pour chaque placette, 12 emplacements sont définis selon une grille régulière, afin de pouvoir retrouver facilement les individus lors des suivis.



Figure 37 : Vue du site d'accueil avant préparation du site

Pour 10 des placettes, nous avons utilisé des exclos (Figure 38), fabriqués en interne par Ecotonia. Ces exclos permettent d'exclure les herbivores en dehors de la zone où se trouvent les individus transplantés. Sur le site, les chèvres (localement en liberté) représentent une menace importante et en particulier en été : à cette période, en milieu méditerranéen, peu de plantes subsistent et sont encore vertes et/ou en fleurs, les chèvres mangent alors les hélianthèmes. Nous avons pu observer de nombreux individus broutés sur le site d'étude les années précédentes. De plus, une partie des individus transloqués dans chaque placette ont été plantés en présence de rétenteurs d'eau au niveau des racines (Figure 38). Il s'agit de cristaux biodégradables qui stockent l'eau pendant plusieurs mois. L'hélianthème vit en climat méditerranéen, typiquement chaud et sec, alors que les plantules ont été habituées à des conditions plus douces lors de leur croissance sous serre. Les rétenteurs pourraient permettre aux plantules de mieux s'adapter aux conditions les premiers mois en leur évitant un stress hydrique.



Figure 38 : Éléments du protocole de translocation. Exclos à gauche, rétenteur d'eau à droite.

La translocation s'est déroulée sur 3 jours du 12 au 14 octobre 2021. Dans 5 des exclos, nous avons placé 12 plantules et dans 5 autres, nous avons semé des graines (5 graines par emplacement, 12 emplacements par exclos). Les 10 autres placettes ne sont pas protégées par un exclos, la même disposition est utilisée pour les plantations et les semis. Au total, 60 plantules sont plantées avec exclos et 58 sans exclos, et 44 plantules en présence de rétenteurs d'eau et 74 sans rétenteurs. 300 graines sont semées avec exclos et 320 sans exclos.

Nous avons mis en place un plan d'implantation précis, afin de pouvoir localiser chacune des plantules et connaître ses caractéristiques à l'implantation. De cette façon, nous pouvons réaliser un suivi individuel, et par la suite déterminer ce qui caractérisaient les individus qui ont survécu. À chaque emplacement, nous avons noté les caractéristiques de la plantule : nombre de feuilles, mois de mise en germination, la présence de rétenteurs au niveau des racines, si elle se trouve protégée par un exclos, et le numéro de sa placette. Ces différentes informations permettront de comparer les survies des plantules

à l'aide d'un modèle linéaire mixte, et déterminer les conditions optimales pour avoir les meilleures chances de survie.



Figure 39 : Individu d'hélianthème à feuilles de Marum transplanté



Figure 40 : Vue d'ensemble des exclos

2. Résultats de la première année de suivi

2.1. Protocole de suivi

Afin de relever les résultats de la première année de suivi, nous avons effectué deux passages en mai, en pleine période de floraison pour l'espèce. Le suivi se déroule de la façon suivante : à chaque emplacement de chaque placette, nous recherchons la présence d'un individu. Si l'individu est présent, nous notons s'il est de grande taille (plusieurs tiges bien développées et présence de nombreuses feuilles), et s'il est en fleur.

Afin de déterminer les facteurs permettant une meilleure reprise, nous réalisons un modèle linéaire généralisé mixte. Les effets fixes sont le nombre de feuilles à l'implantation des plantules, le mois de mise en germination, la présence d'un exclos et la présence de rétenteur d'eau. Le numéro du quadrat a été utilisé en effet aléatoire pour prendre en compte les conditions du microhabitat de chaque quadrat.

$$Reprise \sim Feuilles + Mois + Exclos + Retenteur + (1|Quadrat)$$

2.2. Résultats du suivi

La reprise globale des individus transloqués est de 45.8%, et parmi les individus survivants, 32.1% ont fleuri et 52.8% sont de grande taille (Figure 41). Les résultats du modèle linéaire montrent qu'il y a une différence entre les individus plantés sous exclos (63.3% de survie) et les individus sans exclos (27.6% de survie). De plus, la survie est plus importante pour les individus qui avaient un nombre de feuilles plus important lors de leur plantation. En revanche, il n'y a aucune différence de survie entre les individus mis à germer en février et ceux en août, et les rétenteurs d'eau n'ont pas non plus permis une meilleure survie.

Tableau 10 : Résultats du modèle linéaire mixte

	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(>|t|)	
(Intercept)	-0.0038	0.095	32.65	-0.04	0.97	
Feuilles	0.037	0.011	112.91	3.29	0.0014	**
Mois	-0.020	0.11	112.51	-0.18	0.86	
Exclos – Oui	0.36	0.090	7.83	4.00	0.0041	**
Rétenteur – Oui	-0.0027	0.085	110.10	-0.03	0.97	

Concernant les semis, il semble également que les exclos soient plus favorables à la germination et la croissance des plantules, mais la difficulté de détection des plantules et le faible nombre d'individus ne permettent pas de réaliser des tests statistiques pour l'instant : 19 emplacements présentent des germinations sous exclos (32%) et 3 sans exclos (5%).



Figure 41 : À gauche, hélianthème ayant fleuri, issu des plantations sur une placette sous exclos. À droite, plantule d'hélianthème issue d'un semis sur une placette sans exclos.

2.3. Zone témoin

La zone témoin se situe au sud de la carrière (au niveau de la zone 5 sur la Figure 33). Ayant fait l'objet de plusieurs prospections, cette zone est très riche en hélianthèmes à feuilles de Marum. Nous avons délimité une zone de 90 m² où un comptage exhaustif sera réalisé tous les ans, en parallèle au site d'accueil de la translocation. L'objectif est de comparer la dynamique de population entre ces 2 zones.

Pour cette première année de suivi, nous avons compté 55 individus sur cette placette témoin.

3. Discussion

À première vue, il semble avoir eu peu de reprise (seulement 45% sur le total). Mais nous avons montré que le taux de reprise est très variable selon les conditions, et monte à plus de 63% lorsque les plantules sont protégées par un exclos. De plus, nous avons observé des plantes de grande taille et déjà robustes. Une partie a déjà fleuri et plus de la moitié ont développé de nombreuses tiges, montrant une bonne adaptation au milieu.

Il aurait pu être intéressant de suivre la taille des individus. En effet, nous observons que certains individus ont doublé de volume (voir plus), mais nous n'avons pas de données quantitatives pour ce paramètre.

Nous pouvons émettre différentes préconisations pour la translocation de l'hélianthème :

- ➔ **Il est nécessaire de transloquer des individus ayant déjà plusieurs feuilles**
- ➔ **Les exclos permettent une meilleure survie** (en réduisant efficacement l'herbivorie)
- ➔ **Les rétenteurs d'eau ne semblent pas utiles** (à vérifier les prochaines années)

Ces préconisations seront à affiner au cours des années de suivi, il est possible que la tendance change. Une seule année de suivi n'est pas suffisante pour faire des conclusions. Concernant les rétenteurs d'eau, il est possible qu'ils n'aient pas été utiles dans ce cas précis car nous avons choisi un site d'accueil possédant une réserve utile en eau plus importante que les sites où nous avons récolté les graines (voir document supplémentaire 4). L'eau disponible pour la plante est donc plus facilement absorbable, ce qui pourrait expliquer que les rétenteurs d'eau n'aient pas été utiles jusqu'ici. De plus, le passage a été réalisé en mai, période à laquelle la sécheresse est encore peu intense. Nous aurons des résultats plus précis sur l'utilité des rétenteurs d'eau après l'été.

Il est à noter que peu de traces d'herbivorie ont été observées (Figure 42). Lors des précédentes prospections, nous avions noté que les chèvres s'attaquaient aux hélianthèmes particulièrement au début de l'été, période où de nombreuses plantes ne sont déjà plus présentes. Il est possible que les cages permettent non seulement de limiter l'herbivorie, mais aussi d'avoir un microclimat plus doux : ensoleillement légèrement réduit, vent moins fort, grâce aux barreaux de la cage.



Figure 42 : Traces d'herbivorie sur un individu transloqué

Pour le moment, la recolonisation végétale est très faible. Nous observons un peu plus de végétaux sous les exclos, ce qui nous confirme l'effet bénéfique de mettre des exclos mais qui demandera un entretien plus régulier pour éviter la compétition.

En conclusion, les premiers résultats sont encourageants : même si de nombreux individus n'ont pas survécu, les survivants semblent robustes et aptes à se reproduire. À moyen terme, le recrutement, preuve de la reproduction de la population, sera un bon indicateur pour déterminer le succès de l'opération. De plus, cette opération a permis de déterminer des paramètres importants (exclos, nombre de feuilles des individus transloqués) pour optimiser le protocole de translocation. Les connaître permet d'améliorer le taux de réussite des futures translocations sur cette espèce. Cependant, un suivi sur plusieurs années est nécessaire pour déterminer si l'opération est un succès.

Encadré 5 : Retour d'expérience sur la translocation de l'hélianthème à feuilles de Marum

Le bureau d'études Ecotonia est chargé du suivi d'une autre translocation sur l'hélianthème à feuilles de Marum ayant eu lieu en 2018 à proximité de l'étang de Berre dans les Bouches-du-Rhône. Pendant ces trois années de thèse, je me suis chargée de ce suivi. Cette translocation a concerné 290 individus, qui ont été déplacés par motte de terre sur trois placettes distinctes, au sein d'une large population en bon état de conservation. Le suivi se fait annuellement et consiste à relever le nombre d'individus présents sur chaque placette, ainsi que son statut reproducteur (floraison, fructification). Au bout de quatre ans de suivi, 116 individus sont comptabilisés sur l'ensemble des placettes, avec une diminution des effectifs au cours des années de suivis sur les placettes 1 et 2. Les effectifs de la placette 3 restent stables après une diminution jusqu'en 2020, mais des individus non transloqués sont présents à proximité directe de cette placette, ce qui rend difficilement distinguable les individus transloqués et issus de leur recrutement, des individus natifs. Les placettes 1 et 2 semblent peu favorables au développement de l'espèce (ombre, compétition végétale). Nous avons aussi remarqué une évolution de la taille des individus comptés : en 2020, ceux-ci avaient une taille réduite avec seulement quelques feuilles, ils sont à présent beaucoup plus gros. Enfin, de la floraison et de la fructification sont observées en 2022 (plus de 75% des individus présents), alors que peu d'individus en fleur ont été observés les années précédentes.

Les résultats de cette opération sont donc mitigés. Seulement 40% des effectifs initialement transloqués sont retrouvés 4 ans après la translocation, mais surtout, il semble que cette opération ne permette pas d'apporter un bénéfice à la population initialement présente sur le site d'accueil : celle-ci est déjà présente en grande quantité, de la floraison et du recrutement sont observés, un renforcement n'était donc pas nécessaire. En revanche, cette translocation montre qu'une partie des individus de cette espèce ont bien survécu à la translocation, et bien qu'ils aient été affectés les premières années, il semble qu'ils commencent à se développer, et pourraient donc se reproduire et développer une population viable.

Chapitre 5 – Translocation à grande échelle de sérapias : optimisation du protocole en anticipation d'un projet d'aménagement

Résumé du Chapitre 5

Dans ce chapitre, nous présentons un cas d'étude concernant la translocation d'une population composée de 4 espèces du genre *Serapias*. Cette translocation expérimentale rentre dans le cadre de l'anticipation d'un projet d'aménagement de très grande ampleur, sur la base militaire de Ventiseri-Solenzara, en Corse.

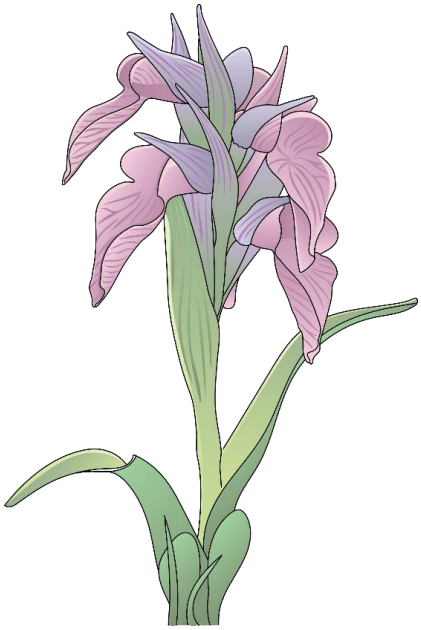


Illustration : Jean-Luc Julien

Dans un premier temps, nous présentons les inventaires floristiques réalisés sur la base aérienne (**Manuscrit 6**). La biodiversité du site est exceptionnelle, avec 552 espèces végétales, dont 19 ayant un statut de protection. Parmi ces espèces, la présence de l'espèce *Serapias neglecta* se démarque : nous avons estimé que sa population dépassait les 155 000 individus sur la base. Aucune population comparable n'est connue pour cette espèce et cette population représente une part des individus non négligeable de cette espèce. Si la présence de l'espèce est fortement liée à l'histoire de la base et la gestion pratiquée, les travaux d'aménagement risquent de fortement l'impacter. Ayant un statut de protection national, l'enjeu est donc très fort.

Il ne semble pas qu'il existe de retours d'expériences positifs pour la translocation de *S. neglecta* à partir des informations de la base de données TransLoc et des recherches réalisées de translocations sur cette espèce. Dans l'objectif d'anticiper les mesures ERC liées au projet d'aménagement, nous avons mis en place une translocation expérimentale, réalisée en automne 2020, consistant à déplacer des mottes de terre contenant les individus risquant d'être impactés. Environ 200 individus de sérapias (4 espèces confondues) ont été déplacés en 2020, et deux ans après nous pouvons faire un premier bilan de l'opération. *S. neglecta* est toujours présent sur la zone de translocation, mais ce n'est pas le cas de *S. parviflora*, espèce également protégée, qui ne semble pas avoir survécu à la translocation.

Ce premier bilan permet d'alimenter la réflexion autour des mesures qui seront proposées dans le dossier réglementaire. À court terme, la translocation ne semble pas avoir d'effets négatifs sur la dynamique de *S. neglecta*, mais des alternatives sont envisageables, comme une gestion favorable et régulière, comme cela est actuellement pratiqué aux abords des pistes.

La translocation étudiée dans ce chapitre est une translocation réglementaire. Elle ne correspond pas à la définition d'une translocation conservatoire, car le site d'accueil est situé au sein de la population de sérapias, qui est en très bon état de conservation. Un renforcement n'aura donc pas de bénéfice en termes de conservation de la population.

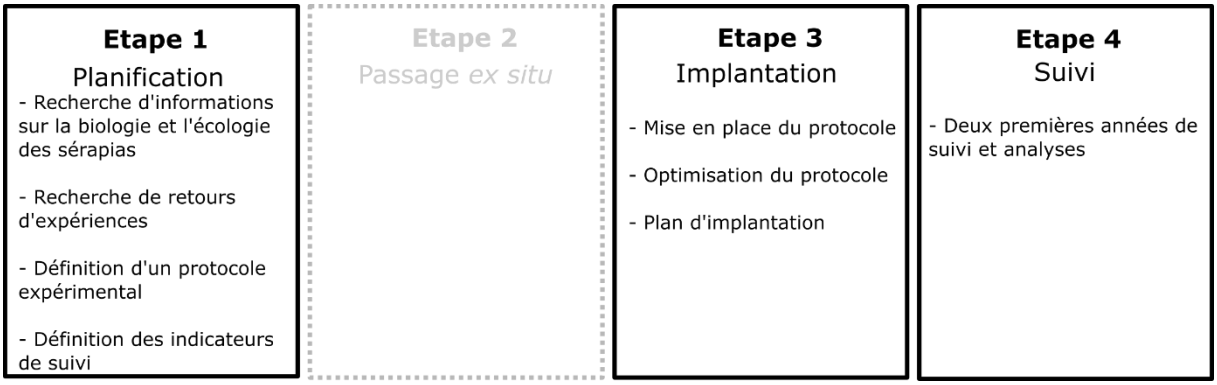


Figure 43 : Mise en évidence des étapes de translocation étudiées dans le chapitre 5

Note : Étant donné que ce cas d'étude se situe sur une base militaire, nous ne sommes pas en mesure de présenter des cartographies non floutées ici. Nous décrirons les emplacements des différents sites étudiés dans le cadre de cette étude, mais nous ne présenterons pas de cartographie des emplacements exacts.

Manuscrit 6

Richesse de la flore sur une base militaire : découverte d'une station remarquable de *Serapias neglecta* en Corse

Margaux JULIEN[1,2*], Bertrand SCHATZ[1], Simon CONTANT[3], Gérard FILIPPI[2]

Publié le 24 février 2022 dans *Biodiversity Data Journal*

Référence : Julien M, Schatz B, Contant S, Filippi G (2022) Flora richness of a military area: discovery of a remarkable station of *Serapias neglecta* in Corsica. Biodiversity Data Journal 10 : e76375. https://doi.org/10.3897/BDJ.10.e76375

Résumé : L'une des questions centrales de la conservation aujourd'hui est l'identification des zones riches en biodiversité pour une conservation prioritaire. À l'échelle mondiale, la zone méditerranéenne est un hotspot de biodiversité et, localement, la Corse abrite une biodiversité élevée avec des sites intéressants pour la conservation. Un inventaire de la flore a été entrepris sur la base aérienne militaire de Solenzara. Cinq cent cinquante-deux espèces végétales ont été inventoriées, ce qui représente une richesse spécifique importante. Parmi ces espèces, certaines sont rares ou endémiques. Une importante population de *Serapias neglecta* subsp. *neglecta* a été trouvée et la taille de cette population a été estimée. Cette espèce est localisée à l'échelle mondiale et bénéficie d'un statut de protection en France. Il s'agit de la plus grande population connue, avec plus de 155 000 individus sur les 550 ha de la base aérienne. Dix-neuf espèces végétales ont un statut de protection nationale et 15 sont classées comme espèces exotiques envahissantes. La base aérienne de Solenzara a un rôle dans la conservation de nombreuses espèces, un plan de gestion serait approprié.

Mots-clés : Biodiversité végétale, *Serapias neglecta*, zone militaire, Corse, conservation

[1]CEFE, CNRS, Univ Montpellier, EPHE, IRD, Montpellier, France

[2]Ecotonia, 60 rue tourmaline, 13510, Eguilles, France

[3]Botaniste indépendant, 7 chemin de Bourdaric, Bourdaric, France

* corresponding author: margaux.julien@cefe.cnrs.fr

1. Introduction

La conservation *in situ* peut prendre différentes formes : au niveau spécifique, il est possible de sélectionner les espèces les plus vulnérables et de développer des programmes de conservation pour améliorer l'état de conservation de ces espèces cibles (Guyot et Muracciole 1995 ; Fenu *et al.* 2020 ; Fišer *et al.* 2021). Cependant, il est impossible de conserver toutes les espèces végétales par le biais de programmes spécifiques, notamment pour des raisons de financement et de logistique. Une autre approche consiste à concentrer les efforts de conservation sur les zones prioritaires et à préserver l'ensemble de la communauté présente dans ces zones (Coates et Atkins 2001 ; Bonn et Gaston 2005 ; Fenu *et al.* 2010 ; Zhang *et al.* 2017). Pour ce faire, il est possible de créer des zones protégées avec des degrés de contraintes variables pour conserver la biodiversité présente. Ces deux approches sont parfaitement compatibles et complémentaires en pratique : des plans de conservation ciblant certaines espèces peuvent être mis en œuvre dans des zones protégées (Heywood *et al.* 2018).

À l'échelle mondiale, les hotspots de biodiversité ont été définis comme des zones où la biodiversité est importante, avec généralement un niveau élevé de richesse en espèces et d'endémisme (Myers *et al.* 2000). L'une des zones prioritaires définies par Myers est le bassin méditerranéen. Les nombreuses îles du bassin méditerranéen ont permis un niveau d'endémisme élevé en raison de leur isolement géographique (Thompson *et al.* 2005). Il est donc pertinent de rechercher des zones prioritaires pour la conservation au sein de ces hotspots, qui pourraient être définis comme des hotspots dans les hotspots (Cañadas *et al.* 2014).

La Corse est une île de 8748 km² située dans le bassin méditerranéen. Cette île est un refuge de flore et un hotspot de biodiversité, étant donné sa situation et son histoire (Médail et Quezel 1997 ; Médail et Diadema 2009 ; Lestienne *et al.* 2020). Les paysages corses varient avec des massifs dépassant 2300 m d'altitude (Jeanmonod et Gamisans 2007) avec certaines zones particulièrement riches en biodiversité (Vogt-Schilb *et al.* 2016 ; Schatz 2017). La flore corse est bien connue notamment grâce à Jeanmonod et Gamisans (2007) et aux différentes analyses réalisées à partir de cette flore (Jeanmonod *et al.* 2009, 2015 ; Schlussel *et al.* 2014). La flore corse est composée de 2238 taxons indigènes, avec 302 taxons sub-endémiques. Elle fait face à certaines menaces, comme l'aménagement du territoire (notamment l'urbanisation du littoral), l'abandon pastoral ou l'introduction d'espèces invasives. Il est donc nécessaire de protéger cette riche flore (Jeanmonod et Gamisans 2007).

Nous nous intéressons ici à une base militaire en Corse située sur la plaine orientale. Les bases militaires sont des zones importantes pour la biodiversité, car elles sont fermées au public, peu impactées et ces zones ont des sols souvent peu fertilisés et non traités, car les installations sont anciennes, elles ont donc souvent une biodiversité élevée (Warren *et al.* 2007 ; Seitre 2017 ; Massó *et al.* 2019). Les bases militaires représentent une part importante de la surface de la Terre (entre 1 et 6%) (Zentelis et

Lindenmayer 2015). Cependant, ce sont des zones d'entraînement militaire avec des perturbations régulières, qui crée finalement une mosaïque d'habitats et les grandes surfaces permet d'espacer les perturbations. Les espèces pionnières et les espèces ultérieures des formations végétales peuvent s'installer et persister dans ces conditions (Warren *et al.* 2007). Elles sont donc souvent des zones de grande biodiversité végétale et peuvent jouer un rôle essentiel dans la conservation de la flore. Pour cela, il est nécessaire de connaître les enjeux de ces zones, qui ne sont pas accessibles au public. La connaissance des enjeux permet de proposer une gestion favorable et de valoriser les populations d'espèces rares ou menacées. Par ailleurs, il est nécessaire de permettre aux activités militaires de coexister avec les activités de conservation, ce qui entraîne des conflits (Lee Jenni *et al.* 2012).

Nos principaux objectifs sont : 1) d'élaborer une liste de la flore vasculaire de la base aérienne de Solenzara afin de mieux évaluer la richesse floristique et les priorités de conservation de cette zone ; et 2) de quantifier la population considérable de *Serapias neglecta* De Not. qui est une espèce d'orchidée sub-endémique protégée, très remarquable sur la base aérienne.

Une riche biodiversité végétale est attendue en raison de la situation géographique et de l'utilisation de la zone. La liste des espèces de la zone militaire de Solenzara contribue à la connaissance de la flore de ce secteur, dont l'accès est restreint et réglementé, permettant de mieux comprendre et localiser les enjeux de cette zone et de conserver au mieux les espèces remarquables.

2. Matériel et méthodes

2.1. Site d'étude et contexte local

Notre zone d'étude est située dans le bassin méditerranéen, l'un des 25 points chauds de la biodiversité (Myers *et al.* 2000), où la flore est diversifiée, avec un niveau élevé d'endémisme (Médail et Verlaque 1997). Par ailleurs, le bassin méditerranéen est composé de plusieurs îles. En raison de leur caractère insulaire, ces îles contiennent une grande partie de la richesse en espèces de la zone méditerranéenne (Kier *et al.* 2009 ; Médail et Diadema 2009 ; Schatz 2017). La richesse floristique de la Corse, où se trouve notre zone d'étude, est plus élevée qu'en France métropolitaine (0,29 taxon par km² en Corse et 0,09 taxon par km² en France) et l'endémisme y est important, avec 5,9% de plantes strictement endémiques et 13,5% de sub-endémiques (Gamisans et Jeanmonod 1995).

Notre site d'étude est la base aérienne n°126 de Solenzara, une base de l'armée de l'air française, située à Ventiseri (Figure 44) et créée en 1952 par l'Organisation du Traité de l'Atlantique Nord (OTAN) (Giannini 2019). L'OTAN a choisi cette zone, car c'est un espace aérien avec peu de trafic et les zones marécageuses sont propices aux tirs d'essai. D'importants travaux de développement militaire ont été entrepris après 1956, notamment l'assèchement des zones humides. Pour la base aérienne, l'assèchement

de ces zones humides semble avoir bénéficié d'un apport important de terre végétale provenant d'importants travaux d'infrastructure routière réalisés avant 1973 (Bonfond 2018 ; Giannini 2019).

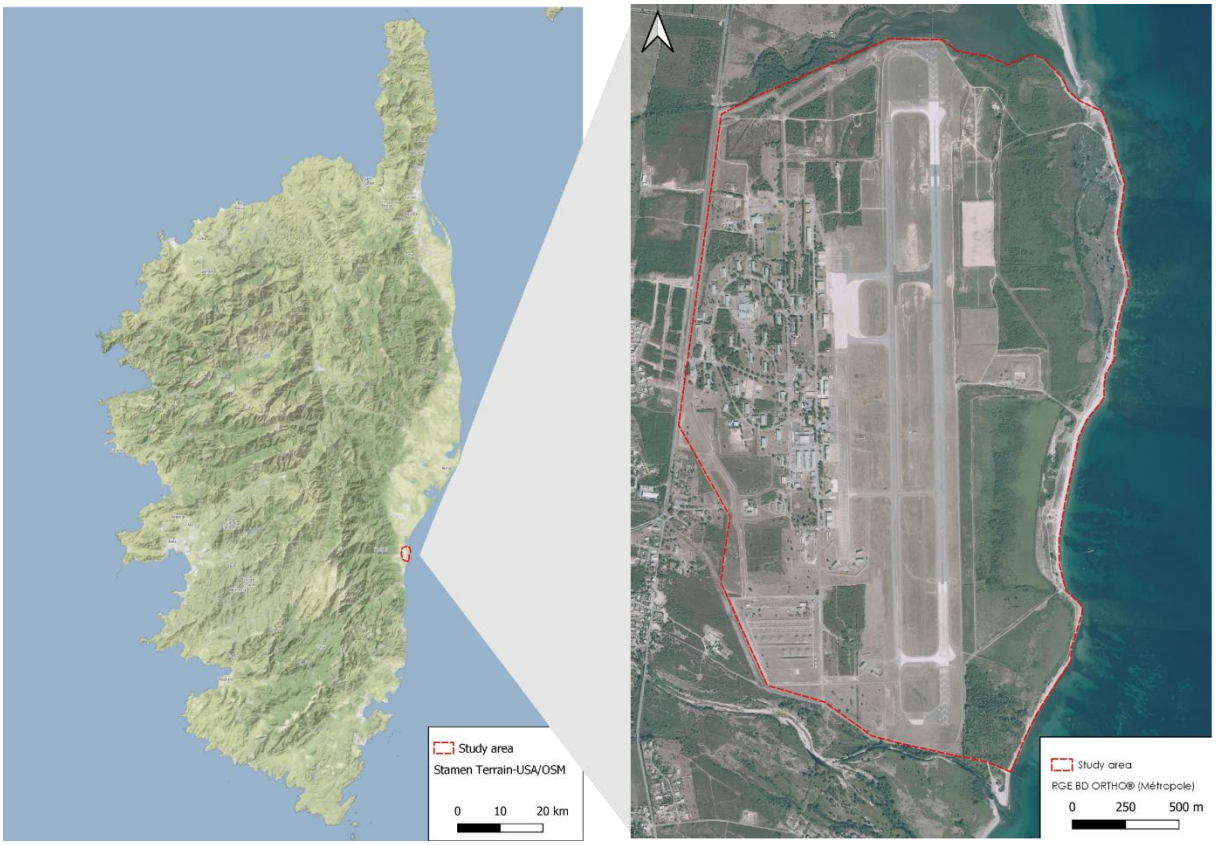


Figure 44 : Site d'étude et localisation en Corse

Cette base aérienne a une largeur d'environ 2 km (axe est-ouest) et une longueur d'environ 3,3 km (axe nord-sud) et elle est située à environ 40 km au nord de Porto-Vecchio, sur la côte est de la Corse. L'étang de Palo (site Ramsar) entoure la base aérienne au nord, la rivière Travo au sud, un site dunaire et la mer Méditerranée à l'est et une route nationale et une zone urbanisée à l'ouest. L'inventaire se déroule sur l'ensemble de la base aérienne, y compris la zone humide à l'est de la base (cette seconde partie correspondant à un site protégé par le Conservatoire du Littoral). La surface totale étudiée est d'environ 550 ha. Cette zone d'étude est un site militaire, ce qui implique qu'elle est fermée au public. C'est également une zone aéroportuaire. Les aéroports sont intéressants pour la biodiversité, les pelouses autour des pistes sont particulièrement favorables aux orchidées (Seitre 2017). En effet, la plupart des pistes sont bordées de pelouses ouvertes, gérées par une fauche régulière pour des raisons de sécurité aéronautique.

La base aérienne se compose de trois parties principales. La partie la plus à l'ouest est constituée de bâtiments et de prairies basses, avec quelques bois. Dans la partie centrale, les pistes d'atterrissage sont entourées d'une végétation basse, régulièrement entretenue par fauchage. Enfin, la partie la plus à l'est est constituée de zones humides et de broussailles. Un exercice de désensablement a été réalisé en 2019

dans cette troisième partie. La base aérienne est située dans les ceintures littorale et thermo-méditerranéenne. Ces ceintures sont riches en espèces végétales, notamment la ceinture thermo-méditerranéenne (Schlussel *et al.* 2014).

2.2. Méthode d'échantillonnage

Plusieurs inventaires floristiques ont été réalisés et sont compilés ici pour donner une liste quasi exhaustive de la flore présente sur la base aérienne. Depuis 2017, le bureau d'études Ecotonia intervient régulièrement sur la base aérienne pour réaliser des inventaires floristiques. De 2017 à 2019, les inventaires se sont concentrés sur la zone centrale, autour des pistes et la zone humide nord-est (Ces inventaires ont eu lieu en mars, avril, mai et octobre). En 2020, un inventaire complet de la zone humide a été réalisé (mars à juin). En 2021, un inventaire a eu lieu au nord-ouest et un autre au sud-ouest de la base aérienne (mars à juin). Cela a permis de compléter les données acquises depuis 2017.

Ensuite, nous avons ajouté les données floristiques acquises par le Conservatoire botanique national de Corse (CBNC), suite aux inventaires réalisés en 2018 et 2019 (mai à juillet) (Delage et Hugot 2019). Ces données complètent les inventaires d'Ecotonia, couvrant une grande partie de la base aérienne et notamment le long de la mer.

Des inventaires plus ciblés ont été réalisés : en 2010 (avril) par l'Association des Amis du Parc Naturel Régional de Corse sur les zones autour de l'étang de Palo, axés sur la flore remarquable (Massoni *et al.* 2010) et, en mai 2012 et avril 2017, par l'Association d'Orchidologie Cyrno-Méditerranéenne (ACMO), axé sur les Orchidaceae (D. Allemand, comm. pers.).

L'objectif de ces inventaires était de réaliser un échantillonnage systématique afin de déterminer toutes les espèces présentes sur la zone d'étude. Ceci nous a permis de déterminer une liste précise des taxons présents. Nous avons ensuite comparé cette liste à la liste des espèces protégées et menacées (arrêté du 20 janvier 1982, modifié par l'arrêté du 31 août 1995 ; arrêté du 24 juin 1986 en droit français) (Delage et Hugot 2015 ; UICN France 2015). Nous avons noté pour chaque espèce les degrés d'endémisme et de rareté donnés par la clé de détermination de Flora Corsica (Jeanmonod et Gamisans 2007 ; Jeanmonod *et al.* 2009). Pour plusieurs espèces, la sous-espèce n'est pas précisée dans la liste que nous avons établie. Nous avons choisi de prendre les degrés de rareté les plus faibles dans la clé de détermination de Flora Corsica : nous avons probablement trouvé la sous-espèce la plus commune. Nous avons pris le degré d'endémisme correspondant. Pour connaître la proportion d'espèces endémiques, nous avons retiré les espèces non indigènes. Enfin, nous avons comparé cette liste avec la liste des espèces exotiques envahissantes de Corse (Petit et Hugot 2019).

2.3. Estimation de la densité en *Serapias neglecta*

Parmi les espèces inventoriées, nous avons trouvé une importante population de *Serapias neglecta*, une espèce d'orchidée protégée au niveau national (Figure 45). Sa zone d'occurrence est limitée à l'extrême sud-est de la France continentale, à la Corse (principalement autour de la côte sud) et à la Sardaigne, à la Sicile, à l'extrême sud-est de l'Italie et le long de la côte est de l'Adriatique (Croatie, Albanie et Grèce) (Delforge 2016). Nous avons estimé la taille de la population. Dans un premier temps, nous avons défini par cartographie à l'aide du logiciel QGIS (QGIS Development Team 2022) les zones favorables à *S. neglecta*.



Figure 45 : Serapias neglecta sur la base de Solenzara (avril 2021)

Nous avons défini cinq grandes zones homogènes :

- Les bords de pistes : la végétation est régulièrement fauchée ; le milieu est très favorable aux sérapias.
- Les zones humides : Les sérapias se développent en plus petite quantité, mais sont présents.
- Les pelouses à proximité des bâtiments : ces pelouses sont régulièrement entretenues. La concurrence est faible et les sérapias sont nombreux.
- La zone sud-ouest : la végétation est haute. Les sérapias sont présents à quelques endroits, mais en quantité réduite.
- La zone nord-ouest : Les sérapias sont présents, mais dispersés. La végétation est plus dense.

Nous avons choisi une zone représentative d'au moins 600 m² dans chaque zone homogène, où nous avons effectué un comptage exhaustif. Nous avons ensuite extrapolé le nombre de *S. neglecta* par zone.

3. Résultats

3.1. Composition de la flore

Les 552 taxons trouvés dans la zone d'étude appartiennent à 279 genres et 74 familles de plantes (matériel complémentaire 1). Parmi ces taxons, on compte 45 sous-espèces, 503 espèces, quatre variétés et un hybride. Les familles ayant le plus grand nombre d'espèces sont les Fabaceae (90 espèces), les Poaceae (69 espèces) et les Asteraceae (52 espèces) (Figure 46). Les genres ayant le plus grand nombre d'espèces sont *Trifolium* (28 espèces), *Carex* (13 espèces), *Juncus* (13 espèces) et *Vicia* (13 espèces).

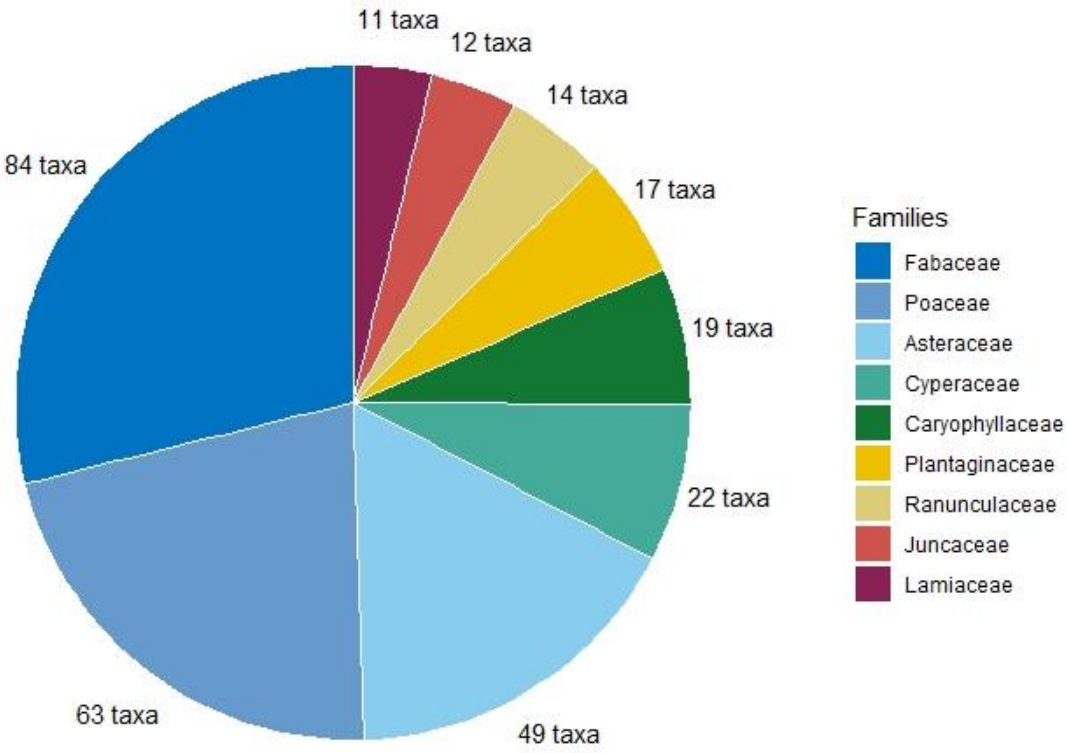


Figure 46 : Distribution des familles les plus contactées sur la base aérienne

Seulement 2,5% des espèces sont sub-endémiques et aucune n'est strictement endémique. De nombreuses espèces protégées sont présentes sur la base : 19 espèces bénéficient d'une protection nationale, représentant 3,4% des taxons végétaux de la base aérienne. Il existe également 15 espèces exotiques envahissantes, représentant 2,7% des taxons présents.

Plus de 70% des espèces de la base sont communes (C) ou très communes (CC) (Figure 47). Seulement 8,6% sont rares (R) ou très rares (RR).

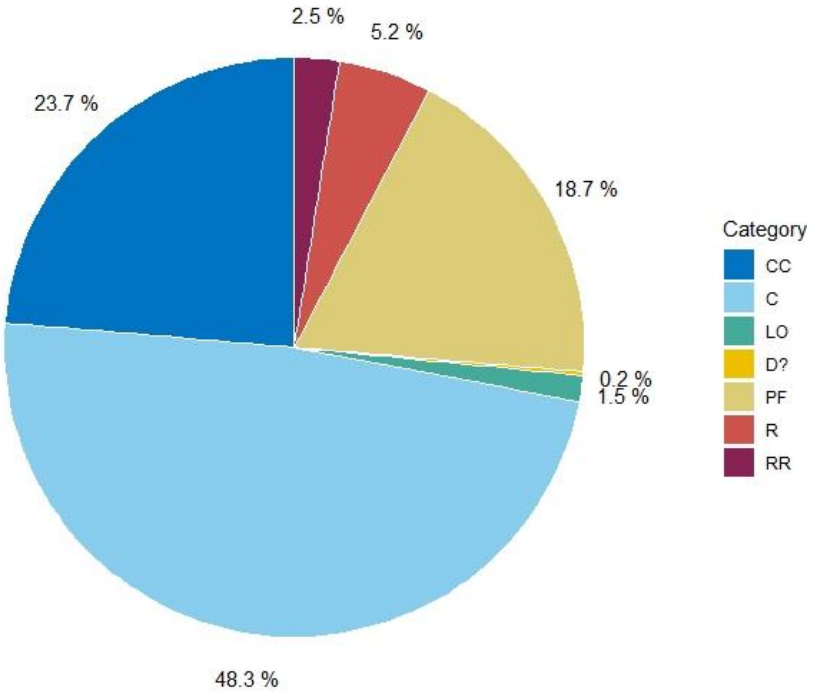


Figure 47 : Proportion des taxons par catégorie de rareté. CC : Très commune, C : Commune, LO : Localisée, PF : Peu fréquente, R : Rare, RR : Très rare.

3.2. Présence d'une population remarquable de *Serapias neglecta*

Une grande partie de la base est favorable à *S. neglecta* : la population s'étend des deux côtés des pistes d'atterrissage et des pelouses près des bâtiments et des zones humides. On trouve également plusieurs autres espèces d'orchidées : *S. cordigera* L., *S. parviflora* Parl., *S. lingua* L., *Anacamptis morio* (L.) R.M.Bateman, Pridgeon & M.W.Chase, *A. laxiflora* (Lam.) R.M.Bateman, Pridgeon & M.W.Chase et *A. papilionacea* (L.) R.M.Bateman, Pridgeon & M.W.Chase. Cependant, le cas de *S. neglecta* est particulièrement remarquable, car cette espèce bénéficie d'un statut de protection nationale et il s'agit d'une espèce sub-endémique avec une distribution très localisée dans le monde. Cette espèce est classée comme quasi-menacée sur les listes rouges mondiale et européenne de l'UICN (Rankou 2011). En Corse, cette espèce est présente et souvent abondante. Cependant, aucune autre population de taille comparable n'est connue. Notons ici la profondeur assez faible des tubercules des orchidées présentes dans cette zone (en moyenne 4,33 cm à la base contre 7,36 cm à l'extérieur de la base) due à la faible profondeur du sol sur un lit de galets (en raison des variations anciennes du cours du delta de la rivière Travo) (voir plus d'informations dans le matériel complémentaire 2).

Concernant les risques de confusion avec des espèces apparentées, nous confirmons la présence de *Serapias neglecta* subsp. *neglecta* De Not. sur notre site d'étude et non celle de *Serapias neglecta* subsp. *apulica* Landwehr qui est plutôt une sous-espèce de *Serapias orientalis* (Greuter) H. Baumann & Künkele (Lorenz 2001 ; Delforge 2016), localisée sur la côte apulienne en Italie, avec une inflorescence plus compacte avec moins de fleurs, un épichile plus lancéolé et une floraison plus précoce (Delforge

2016). De même, nous confirmons la présence de *Serapias lingua* subsp. *lingua* L. sur notre site d'étude et non celle de *Serapias lingua* subsp. *tunetana* B.Baumann & H.Baumann qui n'est présent qu'en Tunisie, avec un nombre de fleurs plus faible, un épichile plus court, moins large et plus lancéolé, une couleur plus claire et une floraison plus tardive (El Mokni et Domina 2019).

La surface estimée favorable à *S. neglecta* est de 160 ha sur l'ensemble de la base aérienne. Nous avons évalué la densité à différents endroits : 0,12 *S. neglecta*/m² en bordure des pistes, 0,009 *S. neglecta*/m² dans les zones humides, 0,2 *S. neglecta*/m² sur les pelouses près des bâtiments, 0,007 *S. neglecta*/m² dans la zone sud-ouest et 0,05 *S. neglecta*/m² dans la zone nord-ouest. En extrapolant, nous estimons que la population de *S. neglecta* est d'au moins 155 000 individus sur l'ensemble de la base aérienne.

Cette estimation est probablement sous-estimée en raison de la nature de l'espèce. En effet, les individus ne fleurissent pas tous les ans. Nous ne voyons donc qu'une fraction de la population présente. Selon les années, les densités de sérapias ont été très variables. En 2019, l'hiver a été aride (surtout durant l'hiver et le printemps précédents), ce qui n'était pas favorable aux orchidées ; durant cette année, nous n'avons observé que quelques centaines de sérapias. Entre 2020 et 2021, nous avons comparé la densité d'une zone particulièrement riche en sérapias d'environ 900 m². Le nombre d'individus était 2,5 fois plus élevé en 2021 qu'en 2020 (0,28 *S. neglecta*/m² en 2020 contre 0,81 en 2021).

3.3. Autres espèces remarquables

Certaines espèces sont remarquables par leur statut : par exemple, *Gratiola officinalis* L. est classée comme vulnérable (VU). Il y a 13 espèces classées comme quasi menacées (NT). *Ranunculus revelierei* Boreau bénéficie d'une protection nationale et est NT sur la liste rouge de l'UICN en Corse. Cette espèce est également sub-endémique et rare en Corse. On trouve quatre espèces protégées au niveau national et très rares en Corse : *Trifolium cernuum* Brot., *Gratiola officinalis* L., *Ranunculus lingua* L. et *Anemone coronaria* L. Enfin, *Salix apennina* A.K.Skvortsov est très rare et *Serapias olbia* Verg., *Sagina subulata* var. *gracilis* Foucaud & Simon et *Ranunculus revelierei* sont rares. Ces trois espèces sont également sub-endémiques.

Une sous-espèce est à considérer comme potentielle sur la base aérienne : *Bromus hordeaceus* subsp. *thominei* (Hardouin) Braun-Blanq. Cette sous-espèce est présente en Corse, mais difficile à déterminer. Nous la considérons comme potentielle, mais elle n'a pas été prise en compte lors des analyses.

Sagina subulata (Sw.) C.Presl appartient à la grande famille des Caryophyllaceae. Deux sous-espèces existent : *S. subulata* subsp. *revelierei* (Jord. & Fourr.) Rouy & Foucaud, une orophyte endémique de Corse-Sardaigne et *S. subulata* subsp. *subulata* (Sw.) C.Presl, une espèce du sud et de l'ouest de l'Europe. Cette dernière est actuellement divisée en deux variétés, dont l'une est présente dans toute sa zone d'occurrence (var. *subulata* (Sw.) C.Presl), mais l'autre n'est pas connue : var. *gracilis* Foucaud &

Simon. Elle n'est signalée qu'en France (Provence et Corse), bien qu'elle soit potentiellement présente ailleurs (Sardaigne, Toscane, Ligurie, Espagne). Elle se rencontre dans un milieu singulier : les mares temporaires peu profondes à substrat siliceux sous climat méditerranéen. Cet environnement, très stressant pour une plante, a conduit ce taxon à adopter un type biologique thérophyte - sa vie est limitée à quelques semaines ou mois, alors que var. *subulata* est hémicryptophyte. Cette adaptation est typique des milieux méditerranéens et semble être un événement évolutif important qui pourrait justifier que cette variété soit bientôt traitée à un rang taxonomique supérieur. Si des recherches spécifiques sont menées, elles pourraient un jour aboutir à la description d'un nouveau taxon de haut rang (espèce ou sous-espèce), dont la zone d'occurrence mondiale serait restreinte, voire endémique à la région méditerranéenne française. À Solenzara, cette minuscule plante a trouvé des habitats secondaires inhabituels : les ornières creusées par les véhicules. D'autres espèces annuelles l'accompagnent avec des écologies similaires, dont certaines sont rares : *Ranunculus revelierei*, *Lotus conimbricensis* Brot., *Solenopsis laurentia* (L.) C. Presl, *Lysimachia minima* (L.) U. Manns & Anderb. et *Lythrum portula* (L.) D.A.Webb.

4. Discussion

La base aérienne de Solenzara est riche en espèces végétales. Sa localisation explique cette richesse puisque les îles méditerranéennes ont une biodiversité élevée (Médail et Quezel 1997 ; Kier *et al.* 2009 ; Médail et Diadema 2009). Elle s'explique également par la nature de la zone puisque les zones militaires présentent souvent une grande richesse en espèces (Warren *et al.* 2007 ; Zentelis et Lindenmayer 2015 ; Massó *et al.* 2019), mais aussi parce qu'il s'agit d'une base aérienne : les aéroports abritent généralement une grande biodiversité, notamment d'orchidées (Seitre 2017). Les aéroports sont généralement tondus régulièrement pour des raisons de sécurité liées au trafic aérien ; cette tonte, notamment à proximité des pistes, favorise les espèces à faible concurrence, comme les orchidées. Il n'est donc pas surprenant de trouver des espèces protégées et remarquables parmi cette richesse. Nous avons montré que 23,2% des taxons autochtones présents en Corse sont présents sur la base militaire de Solenzara, sur seulement 550 ha. En comparaison, 688 espèces ont été inventoriées sur les 16 175 ha de la zone d'entraînement de Hohenfels en Allemagne, ce qui représente 27% de la richesse spécifique de la Bavière (Warren *et al.* 2007). Cette zone militaire est presque 30 fois plus grande que la base aérienne de Solenzara.

Il existe 302 taxons sub-endémiques, 688 taxons rares et très rares, 191 taxons avec un statut de protection et 64 espèces invasives en Corse (Jeanmonod et Gamisans 2007 ; Jeanmonod *et al.* 2009 ; Petit et Hugot 2019). Cela représente une proportion importante de ces catégories, compte tenu de la faible surface de la base aérienne. Ainsi, 6,5% des taxons rares, 4,3% des taxons sub-endémiques (9,8%

si l'on considère uniquement les 133 taxons des ceintures littorale et thermo-méditerranéenne) et 10,0% des taxons protégés de Corse sont présents sur la base aérienne. En revanche, 23,4% des espèces invasives de Corse sont présentes sur la base aérienne.

Dans une large mesure, ce secteur représente une zone témoin pour la flore de la côte orientale de la Corse avant l'urbanisation, qui est localement très proche. Cependant, cette base a été créée sur l'ancienne zone de delta de la rivière Travo, ce qui explique le sol peu profond sur un lit de galets. Cette situation particulière limite probablement la présence de plusieurs autres espèces et rend la diversité de ce site encore plus exceptionnelle.

Les proportions d'espèces endémiques et rares ne sont pas négligeables ; de plus, nous avons noté la présence d'espèces à conserver en priorité. Nous avons présenté la population exceptionnellement abondante de *Serapias neglecta*, qui est la plus importante connue à ce jour. Plus généralement, les orchidées sont présentes dans toutes les zones entretenues par fauche sur la base aérienne (12 espèces d'orchidées différentes). D'autres espèces comme *Ranunculus revelierei* sont également remarquables et méritent d'être mieux considérées.

Les activités militaires (utilisation du napalm dans les années 1960, armes nucléaires, conflits) sont souvent considérées comme des menaces pour la biodiversité (Lawrence *et al.* 2015 ; Massó *et al.* 2019). Cependant, malgré ces impacts négatifs, les zones militaires peuvent être une opportunité pour la conservation de la biodiversité. Ce n'est pas toujours facile, car, pour les militaires, il n'est pas acceptable de restreindre l'entraînement des soldats en raison de contraintes environnementales (Lee Jenni *et al.* 2012). La base aérienne a un rôle à jouer dans la conservation de ces espèces. Sur cette base militaire, les zones d'entraînement sont petites et localisées et les zones naturelles sont encore nombreuses. Il est donc tout à fait possible de mettre en place des actions de conservation des espèces remarquables. Actuellement, la gestion de la base permet aux populations d'orchidées de s'étendre. Cependant, des améliorations sont possibles et il existe des zones où la gestion peut être ciblée en faveur de ces espèces. Un plan de gestion favorisant la biodiversité végétale sur la base aérienne, compte tenu des enjeux, pourrait encore augmenter la richesse et peut-être favoriser les espèces rares ou endémiques présentes à proximité de la base aérienne. Il est également nécessaire de mettre en place un plan de gestion pour contrôler les espèces invasives.

La base aérienne de Solenzara peut être considérée comme une réserve de biodiversité ; l'activité humaine y est faible, certaines zones étant très peu fréquentées (Médail et Verlaque 1997). Il s'agit d'une réelle opportunité pour la conservation des plantes. Cette richesse confère à la base militaire une responsabilité dans la conservation de ce patrimoine naturel ; cette situation pourrait être reconnue par un statut de protection de ce site utilisé en France (par exemple l'APHN : Arrêté de protection des habitats naturels ou l'APPB : Arrêté préfectoral de protection de biotope).

Profondeur du système racinaire de plusieurs espèces de Serapias

Lors des inventaires réalisés en 2019, certaines orchidées avaient été déterrées par des sangliers qui consomment les tubercules. Ces dégâts concernaient des individus de *Serapias neglecta*, *S. lingua* et *Anacamptis papilionacea*. À cette occasion, des mesures du système racinaire ont été réalisées sur les individus déterrés. En dehors de la base aérienne, les mêmes mesures ont été effectuées sur d'autres individus, également excavés par des sangliers.

Pour chaque espèce, nous avons effectué des comparaisons des moyennes de profondeur des racines en utilisant le test de student, après avoir vérifié les conditions d'application. Les moyennes étaient différentes pour toutes les espèces, avec des systèmes racinaires plus petits sur la base aérienne : pour *S. neglecta*, les systèmes racinaires mesuraient en moyenne 4,33 cm sur la base aérienne et 7,36 cm en dehors de la base (t = 15 ; df = 59 ; p-value < 2e-16) ; pour *S. lingua*, en moyenne 3,90 cm sur la base et 7,36 cm à l'extérieur (t = 20 ; df = 38 ; p-value < 2e-16), et pour *A. papilionacea*, en moyenne 4,03 cm à l'intérieur et 6,78 cm à l'extérieur (t = 15 ; df = 46 ; p-value < 2e-16).

Par conséquent, la différence de profondeur du sol est assez marquée : dans la base aérienne, le sol est peu profond en raison de l'histoire du site.

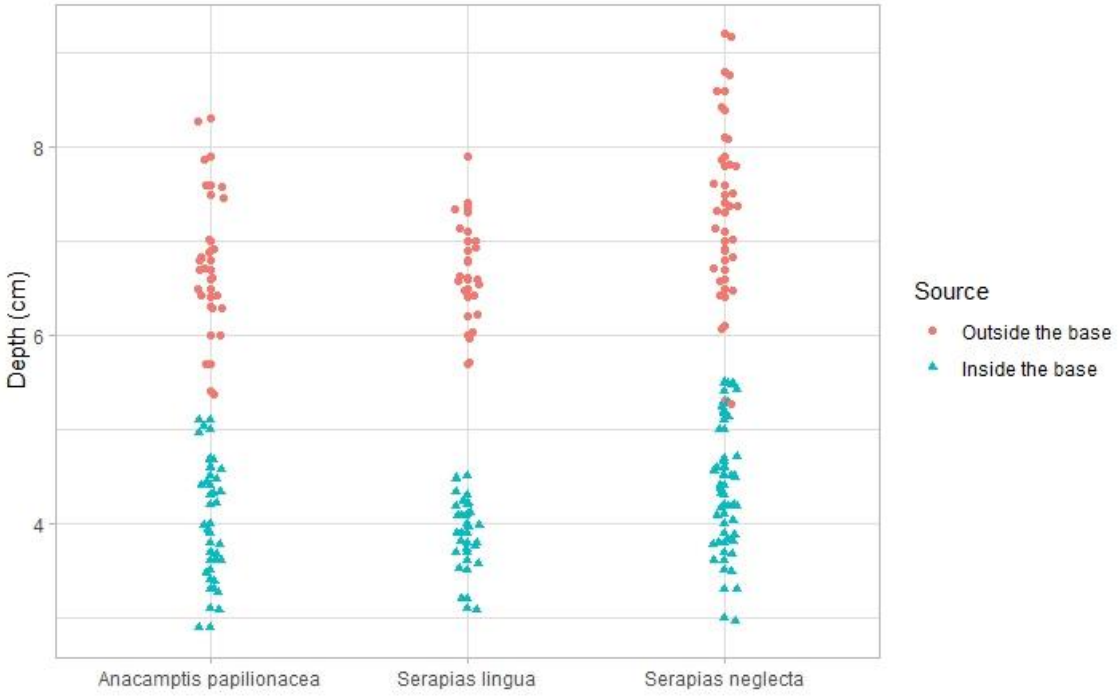


Figure 48 : Profondeur moyenne du système racinaire

Translocation des sérapias de la base aérienne

1. Introduction

Dans le **Manuscrit 6**, nous décrivons la liste d'espèces présentes sur la base aérienne de Solenzara. Ces inventaires ont eu lieu dans le cadre d'un projet d'élargissement des pistes. Ce projet d'aménagement aura un impact significatif sur la flore, et notamment sur l'importante population de l'espèce *Serapias neglecta* présente sur la base aérienne et qui a un statut de protection au niveau national. Dans ce cadre, la base aérienne a missionné le bureau d'études Ecotonia afin de réaliser une translocation expérimentale. En effet, il n'est pas possible d'éviter l'intégralité de la population, la translocation est donc l'alternative privilégiée par la base aérienne et le bureau d'études, mais il n'existe pas de retours d'expérience de translocation positifs et dont les données sont publiques pour cette espèce. Plusieurs projets de translocation concernent des orchidées du genre *Serapias*, mais peu aboutissent, et encore moins partagent leurs résultats. Nous avons eu accès au retour d'expérience d'un bureau d'études ayant réalisé une translocation en Corse en 2016, de *S. parviflora* et *S. neglecta*. La translocation a été suivie pendant 3 ans, et aucun sérapias n'a été observé sur les parcelles transloquées. Notons tout de même qu'aucun sérapias n'a été vu sur les zones témoins, ce qui laisse donc penser que la disparition des individus transloqués peut être causée par d'autres paramètres (probablement impact indirect des travaux proches). En regardant plus largement les translocations d'orchidées, nous pouvons nous baser sur plusieurs publications scientifiques : par exemple, une opération a eu lieu en Australie sur *Diuris tricolor* et *Prasophyllum petilum*, avec un suivi sur 8 ans (Bell 2019), menant à des taux de survie forts, mais très influencés par les précipitations, les individus restent en terre lorsqu'il y a peu de précipitations. Une méta-analyse des translocations d'orchidées en Australie indique une survie en moyenne de 66% (Reiter *et al.* 2016). Cet article donne notamment des indications pour la translocation d'orchidées : vérifier la présence du pollinisateur, l'adéquation de l'habitat, prévenir les risques, gestion et protection adaptées au site, comparer le suivi à une population témoin.

Les espèces du genre *Serapias* sont des plantes géophytes à tubercules de la famille des Orchidaceae. Ils possèdent 2 à 5 tubercules (Bournérias et Prat 2005), et le mode de pollinisation consiste à fournir un abri aux insectes pollinisateurs, ils n'ont donc pas une pollinisation spécifique (Joseph, 2001 ; Joffard et al., 2019). En France, il existe huit espèces, dont cinq sont présentes sur la base aérienne (**Manuscrit 6**). Nous travaillons plus spécifiquement sur *S. neglecta* et *S. parviflora*, qui sont répartis sur l'ensemble de la base et protégés nationalement. L'espèce *S. neglecta* se caractérise par de grosses fleurs d'une couleur rose clair et elle est généralement de petite taille. Également présente en Sardaigne, sa répartition en France est réduite au Var, aux Alpes-Maritimes et à la Corse. L'espèce est localisée, mais abondante localement. Cette plante vivace fleurit de mars à mai et elle est entomogame. Sur la base aérienne, elle

est la plus précoce et n'est déjà quasiment plus présente dès le mois de mai. Elle se trouve préférentiellement sur les pelouses, fruticées et clairières (Jeanmonod et Gamisans 2007). Localement, elle est très abondante sur les pelouses gyrobroyées de la base aérienne, et aucune station de taille comparable n'est connue ailleurs. De son côté, *S. parviflora*, possède des fleurs beaucoup plus petites que les autres espèces du même genre. Sa distribution en France est plus étendue que *S. neglecta*, cette espèce est présente dans les départements côtiers du sud et de l'ouest de la France ainsi qu'en Corse. Autogame, elle fleurit d'avril à juin, et est présente en pelouses, clairières de maquis, mais surtout proche du littoral (Jeanmonod et Gamisans 2007). Sur la base, elle est présente aux mêmes endroits que *S. neglecta*, mais en quantité beaucoup plus réduite. Nous parlerons également de *S. lingua* et *S. cordigera*, qui sont présents sur les mêmes zones que les 2 espèces protégées. En revanche, *S. nurrica*, espèce protégée nationalement aussi présente sur la base, mais en une unique station, n'a pas fait l'objet d'une translocation expérimentale.



Figure 49 : Photographies des espèces protégées étudiées. À gauche, Serapias neglecta et à droite, Serapias parviflora (avril 2022)

Les objectifs de cette translocation expérimentale sont multiples :

- Déterminer si la translocation est une solution envisageable pour conserver la population de la base aérienne
- Optimiser le protocole de translocation afin de pouvoir l'appliquer à plus grande échelle
- Augmenter les retours d'expérience sur la translocation des sérapias

2. Protocole de translocation

Étant donné la biologie et l'écologie de l'espèce, nous avons choisi de procéder par déplacement de mottes de terre par une pelleteuse. De cette façon, les tubercules des sérapias sont entourés de suffisamment de terre pour conserver l'interaction avec les mycorhizes. L'avantage est aussi de déplacer des plaques de terre comportant plusieurs individus, ce qui permet un gain de temps et d'efficacité logistique.

Nous présentons les différentes composantes de cette translocation : les individus choisis pour l'expérimentation, le site d'accueil, le site témoin, le protocole de translocation, et le protocole de suivi.

Zone d'expérimentation et piquetage

Lors du commencement de l'expérimentation, les plans définitifs des travaux n'étaient pas fixés. Nous avons choisi une zone riche en sérapias, et située à proximité directe des pistes (Figure 50). En effet, l'évitement d'une partie de la population est possible par une diminution de la surface des pistes par exemple, mais les individus en bordure de piste ne pourront pas être évités. Nous avons marqué l'emplacement des individus à déplacer début mai 2020, la période de fin de floraison des sérapias sur la base. Les hampes florales étaient toujours visibles, mais fanées pour la plupart, nous avons pu déterminer l'espèce d'une partie seulement des individus à déplacer. Sur cette zone à transloquer, quatre espèces de sérapias sont présentes, avec notamment une densité importante de *S. neglecta*, l'espèce prioritaire pour cette expérimentation.



Figure 50 : Site à transloquer, en bordure de piste (mai 2020)

La zone piquetée a une surface d'environ 1145 m², 258 sérapias étaient présents : 37 *S. cordigera*, 30 *S. lingua*, 15 *S. neglecta*, 37 *S. parviflora*, et 139 sérapias fanés, correspondant probablement pour la plupart à *S. neglecta*, plus précoce que *S. cordigera* (*S. lingua* et *S. parviflora* ont des fleurs plus petites, même fanés, il est souvent possible de les distinguer de *S. neglecta* et *S. cordigera*).

Le piquetage a été réalisé avec des piquets en plastique, chaque piquet représentant une motte identifiée par un numéro, dont nous connaissons le contenu. En plus de cela, nous avons planté des clous de grande taille pour retrouver les emplacements grâce à un détecteur à métaux si les piquets venaient à disparaître à cause du gyrobroyage fréquent. Des consignes sur la gestion ont été transmises à la base pour que les piquets ne soient pas détruits.

Choix du site d'accueil

Nous souhaitions choisir un site d'accueil se trouvant à proximité de la zone d'expérimentation, mais qui ne soit pas impacté par les travaux. Nos échanges avec la base nous ont finalement menés à rejeter la zone pressentie : la délimitation des travaux n'étant pas encore définitive, celle-ci pouvait se trouver impactée par les travaux. La disponibilité foncière a été une contrainte déterminante pour le choix du site d'accueil. Celui-ci devait se trouver sur la base aérienne, mais sans déranger les activités militaires. Le site d'accueil finalement choisi l'a été tardivement, aussi, nous n'avons pas pu vérifier l'absence de sérapias. Le site d'accueil se trouve à moins d'1km des pistes, mais avec une végétation différente (absence de ciste et de lavande notamment), bien que restant favorable aux sérapias (Figure 51). Cette zone est entourée de trois côtés par du grillage, ce qui la rend peu accessible aux sangliers. Elle est régulièrement gyrobroyée.



Figure 51 : Site d'accueil retenu pour la translocation (septembre 2020)

Choix du site témoin

Définir une population témoin qui sera suivie en parallèle de la population transloquée est conseillé par plusieurs auteurs (Colas *et al.* 1997 ; Menges 2008 ; Monks *et al.* 2012). En effet, la dynamique de population peut être affectée par des facteurs externes à la translocation, et notamment par les conditions climatiques. C'est d'autant plus important pour une plante géophyte, qui ne sort pas toujours de terre lorsque les précipitations n'ont pas été assez abondantes (Vogt-Schilb *et al.* 2013).

Afin de pouvoir comparer la population transloquée à une population naturelle, nous avons choisi une zone où les quatre espèces sont présentes et qui ne sera pas détruite par les travaux. Cette population sera suivie en parallèle de la population transloquée, et nous comparerons la dynamique des deux populations. En plus de cette zone témoin, nous continuons le suivi d'une zone au niveau des pistes. Celle-ci sera détruite lors des travaux, mais possède des densités importantes de *S. neglecta*.

Translocation

Dans un premier temps, le terrassement du site d'accueil est effectué. Plusieurs tranchées sont creusées pour recevoir les mottes de terre. La terre étant sèche et contenant de nombreuses pierres, un petit godet à dent a été utilisé pour les retirer, puis un godet plat, plus large, pour enlever la terre. La terre, très sèche, a été arrosée avant de creuser, ce qui a facilité le travail. L'arrosage est fourni par les pompiers

présents sur la base : un tuyau d'arrosage venant de la caserne de pompiers de la base a été déroulé jusqu'au site d'accueil.

Le déplacement des mottes de terre s'est fait après arrosage de la zone à transloquer, afin de rendre les mottes de terre moins friables. Le godet utilisé mesure 1 m de long sur 50 cm de large, et une lame a été soudée sur le rebord du godet afin de faciliter la prise de chaque motte de terre (Figure 52). Les mottes de terre sont chacune déposées sur des plaques en bois, permettant de garder la cohésion de la motte jusqu'au dépôt sur le site d'accueil. Les plaques sont emportées par camion jusqu'au site d'accueil, et sont déposées manuellement dans les tranchées préalablement creusées. Le camion peut contenir jusqu'à 12 plaques, le temps entre l'extraction de la première plaque et son dépôt sur le site d'accueil est inférieur à 2h. Un arrosage est réalisé dès l'implantation.

Afin d'apporter une végétation similaire à celle des pistes, nous avons prélevé quelques mottes contenant des cistes et de la lavande. Ces mottes ne contiennent pas nécessairement des sérapias, nous les avons choisies aléatoirement dans le but d'avoir un site d'accueil contenant des espèces végétales souvent retrouvées en association avec les sérapias du bord des pistes.



Figure 52 : Prélèvement d'une motte à la pelleteuse

Une fois toutes les mottes déplacées dans les tranchées, la pelleteuse aplanit le sol autour des rangées et met à niveau la terre entre chaque motte. Les piquets sont replacés afin d'identifier chaque motte. Enfin, une mise en défens est réalisée, par la mise en place d'un système effarouchant les sangliers, et permettant de localiser la zone pour qu'elle ne soit pas gyrobroyée les prochains mois.

Le suivi

Il est prévu de suivre la population pendant 5 ans minimum, avec un passage annuel pendant la période de floraison des espèces. La période idéale est fin avril, période à laquelle les 4 espèces sont en floraison. Nous réaliserons annuellement un comptage des individus en fleurs, à la fois sur la zone de translocation et sur les zones témoin précédemment définies. Les mottes étant identifiées individuellement, nous déterminerons pour chaque motte le nombre d'individus de chaque espèce. De cette façon, nous pourrons comparer les survies entre les mottes et déterminer les conditions les plus favorables à la translocation.

Au bout de 5 ans, un bilan sera effectué. Nous proposerons de continuer le suivi si la population est toujours présente sur la zone de translocation.

3. Résultats de la translocation

Nous avons réalisé la translocation expérimentale entre le 5 et le 10 septembre 2020. Cette opération de translocation de populations de quatre espèces présentes à proximité des pistes a mobilisé trois personnes, une pelleteuse et un camion. Au total, 95 mottes de terre ont été déplacées. Nous ne connaissons pas le compte exact de sérapias déplacés, car de nombreux piquets avaient été détruits par gyrobroyage. Le détecteur à métaux a permis de retrouver un certain nombre de clous localisant les mottes. 74% des mottes prévues ont bien été déplacées. Au minimum, il a été déplacé 6 *S. neglecta*, 21 *S. cordigera*, 29 *S. lingua*, 29 *S. parviflora* et 63 individus fanés (149 individus au total). Nous estimons avoir déplacé environ 200 sérapias, toutes espèces confondues, étant donné qu'une partie des sérapias lors du piquetage en mai n'était déjà plus visible et que le contenu de 17 mottes n'est pas connu (piquets détruits par gyrobroyage).

Les figures suivantes présentent la zone juste après la translocation, en précisant les éléments du paysage pouvant influer sur les futurs résultats, ainsi que la localisation des numéros des mottes les unes par rapport aux autres.

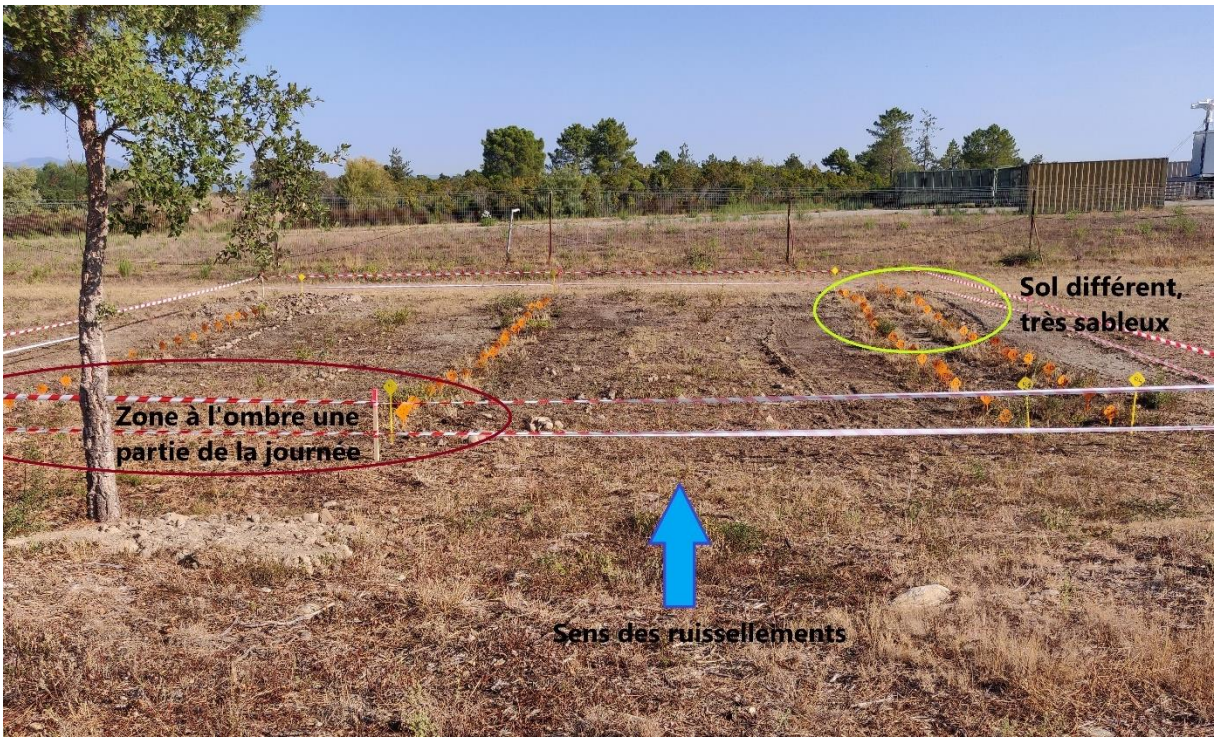


Figure 53 : Disposition et éléments du site d'accueil - partie 1



Figure 54 : Disposition et éléments du site d'accueil - partie 2

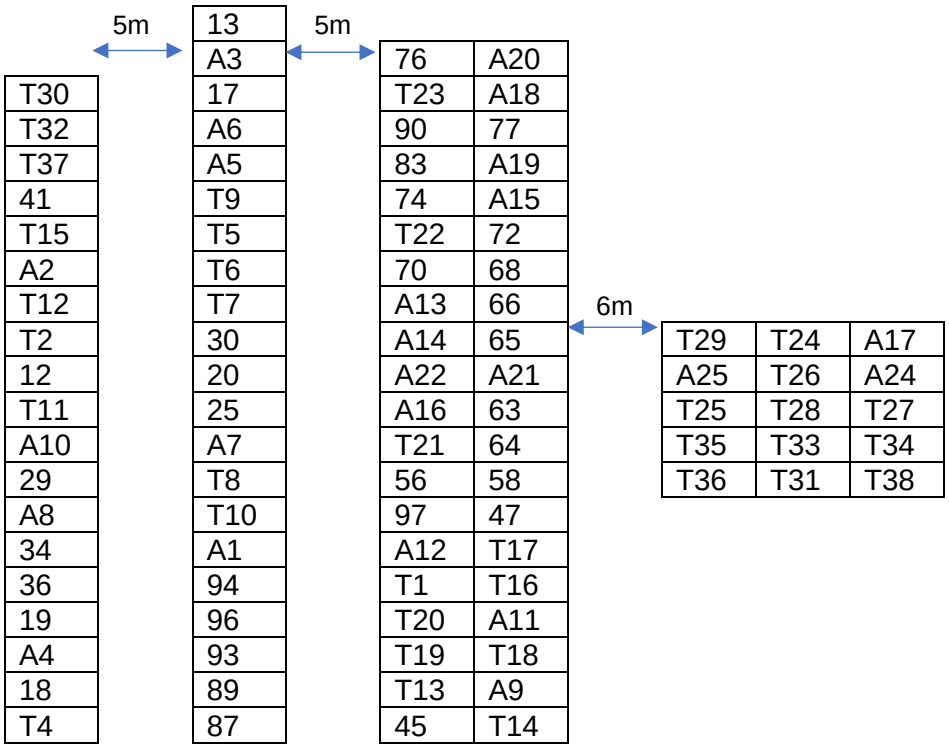


Figure 55 : Disposition des mottes dans l'espace sur le site d'accueil. Les mottes commençant par A sont des mottes contenant une végétation favorable aux sérapias, mais pas nécessairement des individus de sérapias. Le contenu avant translocation des mottes commençant par T n'est pas connu, car le marquage a été perdu.

Suivi de la population transloquée

Le premier suivi s'est déroulé le 10 avril 2021. À cette période, *S. cordigera* n'est pas encore en fleurs, mais les 2 espèces protégées, cibles prioritaires de cette translocation, sont en fleurs. Nous avons noté la présence de 53 *S. neglecta*, 3 *S. cordigera*, 36 *S. lingua*, et 11 sérapias encore en bourgeons. Aucun *S. parviflora* n'était présent. De nombreux individus n'avaient pas été vus avant la translocation. Ces espèces ne fleurissent pas tous les ans, notamment en réponse aux conditions externes.

Le deuxième suivi s'est déroulé le 26 avril 2022, période idéale pour voir toutes les espèces en fleurs. Nous avons observé 41 *S. neglecta*, 6 *S. cordigera*, 97 *S. lingua* et aucun individu de *S. parviflora*.

Lors de la translocation, chaque motte avait été localisée et a reçu un identifiant unique. À cet identifiant est associée la date de déplacement de la motte, si la motte contenait un ciste et si la motte a été abimée lors du déplacement. Nous avons ensuite relevé deux éléments du micro-habitat de chaque motte : sol sableux ou présence d'ombre sur une partie de la journée.

N'ayant pas un nombre d'individus précis avant la translocation, nous comparons les résultats obtenus par rapport à la première année de suivi (Figure 56).

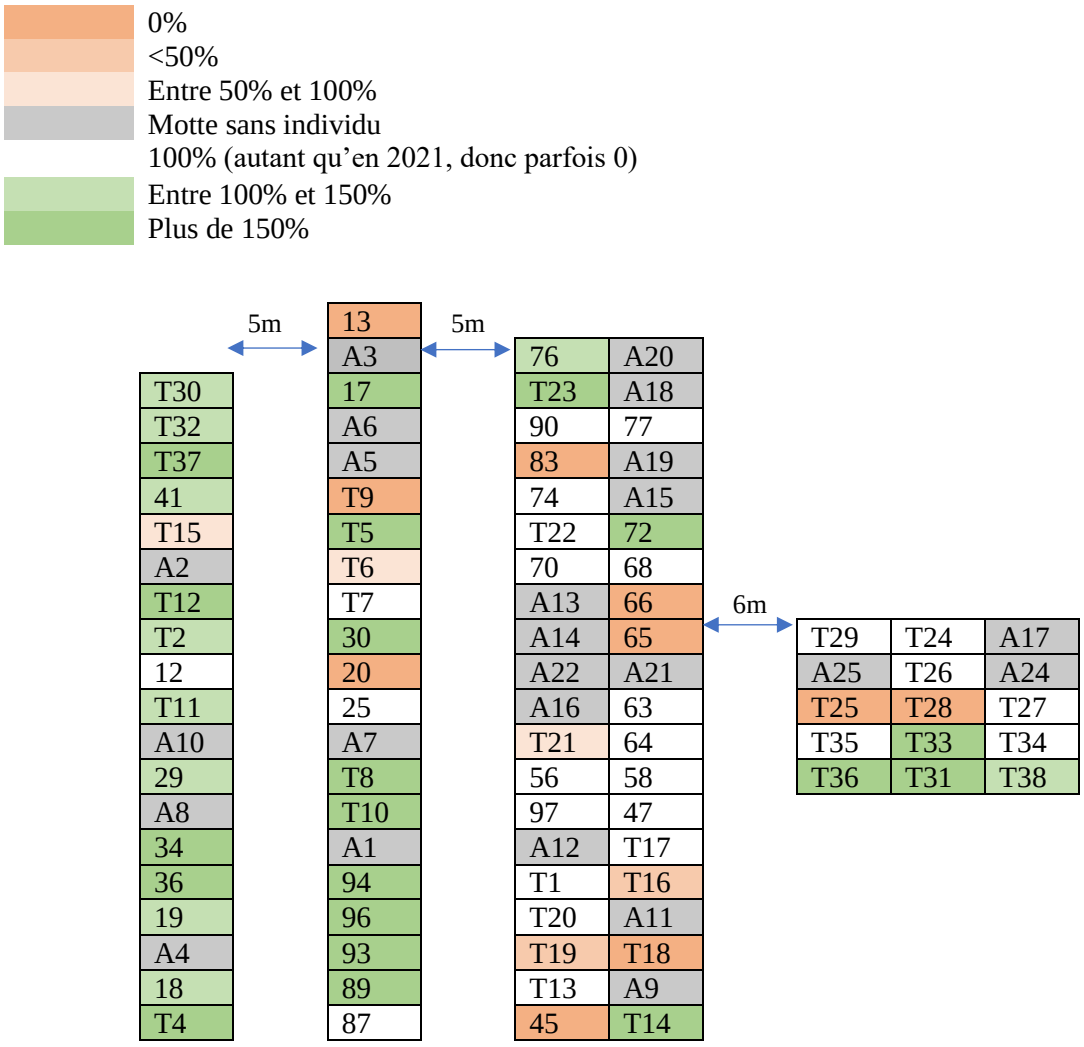


Figure 56 : Reprise des sérapias par motte sur la parcelle de translocation en 2022 par rapport à l'année 2021.

Les comptages 2021 et 2022 sont comparés : pour cela, nous prenons la variation du nombre d'individus entre 2022 et 2021, afin de déterminer si le nombre d'individus augmente ou diminue au niveau de chaque motte. L'objectif est de déterminer les conditions dans lesquelles nous avons une plus grande augmentation du nombre d'individus dans une motte (N2 – N1).

Nous réalisons 2 modèles linéaires (1) de la variation du nombre d'individus entre la 2e année et la 1re année de suivi en fonction de la date, la présence de ciste, l'état de la motte, l'ombre, le type de sol. Le premier modèle concerne les individus de *Serapias neglecta* uniquement et le second la totalité des sérapias.

$$(1) \quad Variation \sim Date + Ciste + Etat\ de\ la\ motte + Ombre + Sol$$

Tableau 11 : Résultats du modèle linéaire pour S. neglecta

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(>|t|)	
(Intercept)	-0.72	0.38	-1.89	0.062	.
Date – 06/09/20	0.29	0.35	0.81	0.42	
Date – 07/09/20	0.15	0.40	0.37	0.71	
Date – 08/09/20	0.50	0.41	1.22	0.23	
Date – 10/09/20	0.80	0.42	1.91	0.060	.
Ciste – Oui	0.40	0.14	2.92	0.0045	**
Abime – Oui	0.11	0.15	0.75	0.46	
Ombre – Oui	0.31	0.26	1.21	0.23	
Sableux – Oui	0.32	0.20	1.62	0.11	

Tableau 12 : Résultats du modèle linéaire pour l'ensemble des espèces de Serapias

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(>|t|)	
(Intercept)	1.81	0.98	1.86	0.067	.
Date – 06/09/20	-0.89	0.89	-1.00	0.32	
Date – 07/09/20	-2.02	1.00	-2.02	0.047	*
Date – 08/09/20	-1.72	1.05	-1.64	0.10	
Date – 10/09/20	-0.65	1.08	-0.60	0.55	
Ciste – Oui	0.12	0.33	0.34	0.73	
Abime – Oui	-0.57	0.39	-1.44	0.15	
Ombre – Oui	-0.032	0.66	-0.05	0.96	
Sableux – Oui	0.45	0.50	0.91	0.37	

Il y a une différence significative de la variation du nombre d'individus pour les *S. neglecta* selon la présence de cistes, la variation est plus positive dans les mottes contenant un ciste. En revanche, il n'y a pas de différence entre les mottes avec ou sans ciste sur le total des sérapias. Il y a tout de même une différence de variation selon le jour de translocation : les mottes transloquées le 7 septembre ont une variation plus négative que pour les autres jours de translocation. Les conditions météorologiques étaient pourtant similaires sur les 5 jours de translocation (entre 28 et 30°C, soleil).

Suivi des populations témoin

Nous avons déterminé deux zones témoin, les comptages sont réalisés à partir de 2021. Pour la seconde zone, nous avions réalisé une première estimation de la densité en 2020. Les résultats des comptages et de la densité sont résumés dans les tableaux 3 à 5.

Nous observons des tendances différentes en fonction de l'espèce. Sur la zone témoin n°1, il y a une forte augmentation de *S. lingua*, alors que cela reste stable pour *S. neglecta*. Sur la zone témoin n°2, la baisse de *S. neglecta* est très importante.

Tableau 13 : Nombre d'individus sur la zone témoin n°1, le long du grillage au niveau de la zone radar (la plus au nord de la base)

	2021	2022
Serapias cordigera	2	0
Serapias lingua	240	417
Serapias neglecta	31	29

Tableau 14 : Densité sur la zone témoin n°2, se trouvant aux abords des pistes

	2020	**2021**	**2022**
***S. neglecta*/ m²**	0.28	0.81	0.21

Tableau 15 : Nombre d'individus sur la zone témoin n°2, se trouvant aux abords des pistes

	2021	**2022**
Serapias cordigera	10	17
Serapias lingua	8	11
Serapias neglecta	781	193
Serapias parviflora	0	13

4. Discussion

Cette translocation expérimentale avait pour objectifs de déterminer si la translocation est une solution envisageable dans le cadre du projet d'extension des pistes de la base aérienne, d'optimiser le protocole et d'augmenter les retours d'expérience. Sur le temps de cette thèse, nous avons deux ans de recul sur l'opération, ce qui permet d'avoir de premiers résultats, mais pas de conclure. Dans un premier temps, nous discuterons les résultats obtenus, puis nous parlerons des problèmes rencontrés lors de cette opération. Enfin, nous donnerons des préconisations afin de proposer un protocole optimisé pour de prochaines translocations de sérapias.

Discussion des résultats

Deux ans après la translocation, *S. neglecta* est toujours présent sur le site d'accueil. Une légère baisse d'effectif est visible entre 2021 et 2022, mais sur les zones témoin, les effectifs pour cette espèce sont aussi en baisse (baisse faible sur la zone témoin n°1 et baisse très importante sur la zone témoin n°2). À ce jour, la translocation ne semble donc pas avoir affectée négativement la dynamique de la population sur le site d'accueil. En revanche, aucun individu de *S. parviflora* n'est visible depuis 2 ans. Ils ont pourtant fleuri ailleurs sur la base, nous pouvons donc penser à un effet négatif de la translocation sur cette espèce. Les conditions étaient pourtant les mêmes, il se peut donc que *S. parviflora* ait des besoins plus exigeants que *S. neglecta*.

Nous avons également déterminé que la présence de cistes dans les mottes déplacées favorisait la survie des individus de *S. neglecta*. En effet, lors de la translocation, nous avions observé une meilleure cohésion des mottes de terre contenant un ciste, du fait du développement des racines. Ces mottes plus compactes ont pu permettre aux individus de *S. neglecta* de mieux se développer et d'être préservés des contraintes dues au déplacement.

Une limite importante à ces résultats est le fait que nous ne connaissons pas le contenu exact des mottes lors de leur déplacement. Il n'est donc pas possible de connaître le taux de mortalité juste après la

translocation, qui permet pourtant d'avoir beaucoup d'informations sur les effets négatifs de la translocation. Mais pour les espèces géophytes, il aurait été difficile d'avoir un comptage exhaustif : cela aurait nécessité plusieurs passages dans la saison, et cela sur plusieurs années. La dynamique de la population après translocation reste une méthode de suivi valable, permettant de déterminer à l'issue de plusieurs années de suivi si la population est effectivement viable.

Problèmes rencontrés

Avant translocation, nous avons rencontré des difficultés sur le choix du site d'accueil. En effet, les contraintes étaient multiples : celui-ci devait se trouver sur l'emprise de la base aérienne, ne pas déranger les activités militaires, ne pas être impacté par les futurs travaux, ne pas nécessiter une gestion contraire aux consignes de sécurité de la base (notamment face au risque incendies), mais il devait aussi comporter un sol et une végétation similaire, sans contenir des sérapias (ou un minimum). La tortue d'Hermann étant également présente sur la base aérienne, il ne fallait pas non plus choisir un habitat favorable à celle-ci puisque la gestion de la végétation favorable aux sérapias ne l'est pas aux tortues. Toutes ces contraintes ont donc considérablement diminué le nombre d'options de site d'accueil, et nous avons dû faire des concessions sur la végétation présente sur le site d'accueil.

Plusieurs problèmes ont été rencontrés lors de la translocation : tout d'abord, nous avons réalisé la translocation début septembre, dans des conditions très chaudes (environ 30°C) et sèches. À cela s'ajoute un sol très sec et contenant beaucoup de cailloux, ce qui a ralenti le déplacement des mottes. Certaines se sont abîmées lors du transport du fait de la sécheresse, n'assurant pas une bonne cohésion des mottes. La disparition des piquets a été aussi problématique. En effet, le gyrobroyage est effectué régulièrement sur la base aérienne, avec des machines de grande taille ne permettant pas au conducteur de voir et d'éviter les piquets que nous avions placés. En plus des piquets, nous avions planté des clous, repérables au détecteur à métaux. La recherche de clous, marquant les individus, était beaucoup plus fastidieuse. De plus, l'arrosage de la zone à transloquer a attiré les sangliers pendant la nuit, qui mangent les tubercules de sérapias. La terre a été partiellement retournée entre 2 jours de translocation, ce qui a pu jouer sur la survie des individus.

Cette opération a aussi permis de récolter des informations plus logistiques, comme le nombre d'individus qu'il est possible de transloquer en une journée avec ce procédé (environ 24 mottes de terre par jour, avec un site d'accueil à moins d'1km du site source). Il est rapidement évident qu'il sera impossible de transloquer l'ensemble des individus de *S. neglecta* qui seront impactés lors du projet d'élargissement des pistes ; ainsi une partie importante de cette population d'une espèce protégée risque de ne pas être transloquée pour des raisons purement logistiques.

Pistes d'amélioration du protocole

La première amélioration à apporter concerne la date du protocole. En Corse, le mois de septembre est encore chaud et sec, ce qui est risqué pour les sérapias qui peuvent être plus facilement en stress hydrique lors de la translocation. Il serait plus approprié d'attendre le mois d'octobre (ou de pouvoir être flexible sur le calendrier de translocation pour attendre les premières pluies d'automne), où les pluies sont plus fréquentes et les températures plus basses. Cela permettra aussi d'avoir un sol moins sec et donc une meilleure cohésion des mottes. En revanche, les nombreux cailloux du sol de la base aérienne ne sont pas évitables : nous avons pu contrer cela grâce à la dextérité du conducteur de la pelleteuse, ce qui a été essentiel lors de cette translocation.

Pour résoudre les difficultés liées à la disparition des marquages, il serait intéressant de mettre des rondelles plus grosses pour les clous. Il sera plus aisé de les retrouver avec le détecteur à métaux. En 2021, nous avons tenté un triple marquage des mottes de terre : piquets orange de petite taille (sensé passer en dessous de la gyrobroyeuse), clou avec rondelle, et bombe de peinture sur le clou. Aucun piquet n'a été retrouvé en 2022. Nous nous contenterons donc des clous avec rondelle large et de la peinture. Un second détecteur à métaux permettrait de diminuer le temps de recherche.

Pour éviter que les sangliers viennent entre deux jours de travail, il faut éviter d'arroser une trop grande portion de terrain : il ne sera arrosé que ce qui sera prélevé le jour même. De plus, avec une translocation en octobre, le temps sera plus humide et les sangliers seront probablement moins attirés en particulier par cette zone.

Concernant le site d'accueil, à l'échelle du bureau d'études, nous ne sommes pas en mesure de réellement apporter des améliorations pour le choix du site d'accueil. En effet, la base aérienne est seule décisionnaire du site final, puisqu'elle s'engage à ne pas y toucher et à appliquer une gestion spécifique. Une communication très en amont est nécessaire pour tenter de trouver un compromis qui convienne à tous. Il est à noter que pour la translocation qui sera présentée dans le projet d'extension des pistes, la base devra présenter des parcelles compensatoires, le choix d'un site d'accueil pour la translocation devrait donc être moins limité.

La limitation du nombre d'individus à transloquer pour des contraintes logistiques oblige à trouver des alternatives. Mobiliser plusieurs pelleteuses peut constituer une solution, mais entraîne aussi des coûts financiers et environnementaux plus importants. Comme l'impact se traduira aussi par un recouvrement de terre des pieds de *S. neglecta*, il serait aussi possible de tester quelle hauteur de terre déposée empêche ou non l'émergence des pieds de cette espèce. Ce test apparaît aussi pertinent dans la mesure où la hauteur du sol est particulièrement faible localement (voir **Manuscrit 6**). Selon le résultat, un nombre important d'individus pourrait être retiré des populations à transloquer. Une dernière alternative serait aussi de tenter des translocations lorsque les individus sont en fleurs, ce qui permet de doubler les

périodes de translocation et de pouvoir comparer les résultats entre translocations printanières et automnales. Les translocations sont couramment déconseillées à cette période, mais il existe peu d'informations sur le réel impact que la période de floraison pourrait avoir. Une translocation à cette période amènerait néanmoins d'autres contraintes, dont l'évitement des pieds fleuris lors du déplacement de la pelleteuse. Cette option présente tout de même l'intérêt d'un meilleur repérage, en évitant le piquetage, d'une identification des pieds transloqués et d'une meilleure délimitation des plaques à transloquer. Le sol est aussi plus humide au printemps, ce qui devrait permettre un meilleur maintien des plaques. Les inconvénients sont de ne pas avoir la possibilité de « tasser » les plaques, et de risquer de casser les interactions entre orchidées et mycorhizes. Les effectifs importants de l'espèce à transloquer offrent ici la possibilité de tester des modalités de translocation, rarement testées par ailleurs.

Conclusion

Il est encore trop tôt pour conclure à l'échec ou au succès de la translocation. Les résultats pour *S. neglecta* sont tout de même positifs. Pour *S. parviflora,* il est possible que des individus soient visibles ces prochaines années, même s'il semble que nous allions vers un échec de la translocation pour cette espèce. Un premier bilan sera réalisé au bout de 5 ans de suivi, mais un suivi sur le long terme serait l'idéal afin de déterminer de l'issue de la translocation (20 à 30 ans de suivi).

Cette opération expérimentale a donc permis d'avoir un retour d'expérience qui semble positif pour *S. neglecta*, il paraît donc envisageable de réaliser une translocation sur un nombre d'individus plus important. Cependant, des méthodes de gestion permettraient d'avoir également de bons résultats : *S. neglecta* est une plante pionnière, l'ouverture de certains milieux ainsi que leur entretien régulier sont une alternative pouvant mener à des résultats intéressants. Une limite importante à l'ouverture de la végétation est la problématique de la tortue d'Hermann qui a besoin de ces milieux comportant une végétation plus haute, l'espèce étant largement présente en Corse et représentant un enjeu majeur.

Plus globalement, cette translocation préliminaire a permis d'acquérir plusieurs informations cruciales pour cette opération, non seulement sur les techniques de piquetage, mais aussi sur les facteurs améliorant le succès de la translocation ainsi que la quantification des contraintes logistiques qui conditionnent directement le nombre d'individus qu'il est possible de transloquer. De plus, le grand nombre d'individus à transloquer pose des contraintes logistiques, mais offre l'opportunité de tester différentes modalités de translocation.

Fiche méthode : Conception d'un protocole de translocation réglementaire

Nous avons déterminé que les translocations réglementaires sont globalement mal préparées, avec des protocoles proposés insuffisants et des suivis plus courts que pour les translocations volontaires (voir **Manuscrits 2 et 4**). Nous donnons ici une méthodologie concise pour écrire un protocole de translocation qui soit suffisamment détaillé et contenant toutes les informations nécessaires, à destination des bureaux d'études et autres acteurs impliqués dans les translocations réglementaires. Nous discutons ensuite des pistes possibles à explorer pour améliorer les connaissances sur une espèce, afin de combler les lacunes qui pourraient mener à un échec. Enfin, des indications sur le suivi post-translocation sont données. Rappelons qu'une translocation doit être utilisée uniquement en dernier recours. Avant tout projet de translocation, quelque qu'en soit l'objectif, il est nécessaire d'envisager la possibilité d'utiliser une solution alternative (IUCN/SSC 2013). Au cours des documents analysés lors de cette thèse, il semble que la translocation ne soit pas utilisée uniquement en dernier recours, étant donné le grand nombre de dossiers de dérogation contenant une proposition de translocation (**Manuscrit 2**) ou les témoignages récoltés lors du questionnaire (**Manuscrit 1**). Pourtant, les translocations sont globalement mal préparées, peu suivies et risquent donc d'apporter un gain très faible en termes de conservation. Il est donc important avant tout projet de translocation de se questionner et de voir si une solution alternative n'est pas possible.

1. Protocole de translocation

L'écriture d'un protocole de translocation est une étape primordiale pour optimiser le succès de l'opération. Dans les translocations réglementaires, le protocole doit être détaillé dans le dossier de dérogation. Dans le chapitre 2, nous avons montré que cette étape est rarement correctement réalisée. Nous donnons ici une liste de questions (Tableau 16), dont les réponses devraient se trouver dans le dossier de dérogation pour toute translocation. Nous soulignons l'intérêt de bien préparer le protocole dès le dossier CNPN non seulement dans l'objectif de mieux réussir la translocation, mais aussi, car les dossiers recevant un avis favorable ont plus souvent prévu un suivi post-translocation et une protection pour le site d'accueil (matériel ou réglementaire). Après avoir vraiment vérifié que la translocation était effectivement le dernier recours, cette phase de préparation doit inclure une bonne maîtrise de la biologie de l'espèce en recherchant si des translocations ont déjà eu lieu pour cette espèce (Menges 2008 ; Maschinski et Albrecht 2017). La sélection du site d'accueil est cruciale pour la réussite de la translocation et elle doit considérer une bonne adéquation aux conditions actuelles, mais aussi futures dans le contexte actuel des changements climatiques (Brooker *et al.* 2018 ; Draper *et al.* 2019).

L'évaluation des risques et des coûts doit permettre d'optimiser le meilleur mode de translocation adapté à l'espèce (Fenu *et al.* 2019).

Tableau 16 : Les questions à se poser pour écrire un protocole de translocation dans un dossier réglementaire

Catégorie	**Questions**
Choix de la translocation	Y a-t-il des alternatives possibles à la translocation ? La mesure est-elle réellement proposée comme dernier recours ? Combien d'individus sont impactés par le projet ?
Biologie et écologie	Quelle est la période de floraison et de fructification de l'espèce ? Y a-t-il des mécanismes d'auto-incompatibilité connus chez l'espèce considérée ? Des travaux sur la structuration génétique de ses populations sont-ils connus ? Quel est son principal mode de pollinisation ? Cette pollinisation est-elle spécialisée ? Quels sont ses pollinisateurs ? L'espèce-cible réalise-t-elle de la multiplication végétative ? Quel est l'habitat naturel de la population impactée ? Quelles sont les préférences de sol et de végétation de l'espèce ? Quel est son temps de génération ? Son type biologique ? Quel est le principal mode de dispersion de ses graines ? Quelle est leur distance de dispersion ? Les graines ont-elles une dormance ? Quel est le mode germination ? Quelle est la profondeur des racines ? Une relation mycorhizienne est-elle connue pour l'espèce ? Y a-t-il des parasites ou des mutualistes connus pour l'espèce ?
Retours d'expériences	Des retours d'expérience de translocation sur cette espèce sont-ils connus ? En cas d'échec, les raisons sont-elles connues ? Quelle est la meilleure période de translocation pour cette espèce ?
Site d'accueil	A quelle distance, quelle altitude, quelle direction le site d'accueil par rapport au site impacté ? Le site d'accueil se trouve-t-il dans la zone d'occurrence de l'espèce ? La végétation et la nature du sol sont-ils similaires au site impacté ? Des analyses ont-elles été effectuées ? Quel est l'emplacement exact où se fera la translocation ? Les différents acteurs amenés à fréquenter le site sont-ils au courant et sensibilisés à la translocation ? Est-ce que le site d'accueil bénéficie d'un statut de protection ou est-il sous convention ?
Évaluation des risques	Des risques pour la population et/ou pour l'écosystème sur le site d'accueil ont-ils été identifiés ? Quelles menaces pèsent sur l'espèce et sur le site ? Quelles solutions sont mises en place pour contrer ces risques/menaces ?
Mode de translocation	À quel stade du cycle de vie les individus sont-ils transloqués ? Une étape *ex situ* est-elle prévue ? À quelle période la translocation est-elle prévue ?
Évaluation des coûts	Quels coûts associés à ce projet de translocation ?

Indicateurs de suivi	Quels paramètres démographiques sont-ils suivis ? Quelle est la méthode du suivi ? Quelle durée et quel intervalle ?

Dans la partie « biologie et écologie », certaines questions ne trouveront pas de réponse dans la littérature. La profondeur des racines est par exemple cruciale lorsque le protocole choisi consiste à déplacer les individus par mottes de terre, mais cette information reste souvent peu disponible. Selon le protocole, il ne sera pas utile d'essayer de répondre à toutes ces questions, mais pour d'autres, nous proposons dans la partie suivante des pistes pour essayer de combler ces lacunes.

2. Amélioration des connaissances avant translocation

La littérature scientifique n'est parfois pas suffisante pour connaître la biologie et l'écologie d'une espèce. En effet, il s'agit de plantes protégées, parfois rares, ces plantes n'ont donc pas toutes fait l'objet d'études spécifiques. Le projet de translocation peut alors se révéler être une opportunité de mieux connaître l'espèce : des observations et expérimentations avant translocation peuvent alors être mises en place, permettant à la fois d'améliorer les connaissances de l'espèce et de préparer au mieux la translocation. Notons que toute manipulation d'individus d'une espèce protégée doit faire l'objet d'une dérogation, ces pistes pour améliorer les connaissances doivent donc être proposées lors de la demande de dérogation globale (ou en anticipé selon le projet). Une liste non exhaustive de pistes d'amélioration est donnée (Tableau 17).

Tableau 17 : Pistes d'amélioration des connaissances d'une espèce avant sa translocation.

Problématique	**Pistes pour améliorer les connaissances**
Le taux de germination des graines est faible	Réaliser des tests de germination afin de déterminer le meilleur protocole de levée de dormance
Les pollinisateurs de l'espèce ne sont pas connus	Collecte et identification des pollinisateurs sur la population source et identification par un expert
Le succès reproducteur de la population source est faible	Mener des actions de gestion en faveur des pollinisateurs de l'espèce Étude de la variabilité génétique de la population
La profondeur à creuser pour prendre l'ensemble du pied sans abîmer les racines est inconnue	Avant de débuter la translocation, extraction d'un pied pour mesurer la taille de ses racines (si possible sans destruction du pied)
Risque de changement de climat sur le site d'accueil	Modélisation de la répartition potentielle future de l'espèce
Faire un choix entre plusieurs sites d'accueil	Faire des analyses de sol et une analyse phytosociologique afin de déterminer les conditions les plus proches du site source

3. Suivi

En amont de la translocation, il est important de déterminer le temps de suivi qui sera nécessaire pour pouvoir évaluer la réussite de l'opération. Le temps de suivi dépend de l'espèce, pour une espèce avec un cycle de vie long, un suivi de moins de 10 ans ne permettra pas de voir de la reproduction au sein de la population. Nous avons montré au chapitre 3 que les extinctions arrivent majoritairement dans les 5 premières années. Afin de pouvoir évaluer le succès, il faut pouvoir dire si la population est viable, et donc notamment observer des évènements de reproduction et de recrutement, et donc suivre sur plusieurs générations. Un suivi d'au moins 10 ans permet à la plupart des espèces végétales de pouvoir fleurir et fructifier, et d'observer un début de recrutement. C'est donc le minimum que nous préconisons, et cette durée est à adapter en fonction de l'espèce. Pour les translocations réglementaires, la durée souvent recommandée par les services instructeurs varie de 15 à 30 ans, mais dans le chapitre 3, nous avons constaté que des suivis aussi longs sont anecdotiques. Il est avant tout nécessaire de s'assurer que la durée proposée sera vraiment effectuée et diffusée, quitte à suivre moins longtemps. La fréquence est aussi importante. Un suivi annuel n'est pas forcément nécessaire. Il faut ici s'interroger sur la facilité de détection de l'espèce. Pour les espèces géophytes, une fréquence plus rapprochée est nécessaire, car tous les individus ne seront pas visibles tous les ans. En revanche, pour une espèce ligneuse non-géophyte, elle sera visible même en cas de mauvaise saison. La fréquence peut donc être plus faible.

Dans le chapitre 3, nous avons choisi de relever des indicateurs populationnels, et en majorité la taille de population, car c'est l'indicateur le plus souvent suivi dans les données récoltées. Il nous semble que cet indicateur permette un bon suivi, ainsi que des comparaisons inter-espèces plus faciles. Mais d'autres indicateurs sont importants et n'apparaissent pourtant pas toujours, comme des indicateurs sur l'état reproducteur des individus. Ainsi, un comptage des individus en fleur en plus de la taille de population (plantules comprises) permettrait plus de précision. Dans les chapitres 4 et 5, nous avons établi des plans d'implantation lors de la translocation. Cela permet un suivi plus précis de la population, mais aussi de retrouver plus facilement les individus transloqués, différentiables d'une future nouvelle génération. De plus, nous avons défini des populations témoins pour chacune des translocations. Celles-ci ont été choisies de sorte que les conditions environnementales soient similaires aux sites transloqués. En cas de diminution des effectifs à la fois sur la population transloquée et sur la population témoin, nous pouvons déduire que la translocation n'est pas la cause de ce déclin. Définir une population témoin est conseillée par plusieurs auteurs (Menges 2008 ; Monks *et al.* 2012). Enfin, il est important de prévoir de valoriser les données de suivi. Cela peut être par le biais de publications, scientifiques ou non, ou par des présentations lors de conférences. Le suivi n'est pas seulement utile pour l'opération en cours, mais peut servir à enrichir les connaissances collectives pour les prochaines opérations.

Partie 4 : Discussion

L'ambition de cette thèse était d'étudier la pratique de la translocation végétale, en se plaçant dans une posture de recherche-intervention et en ayant l'objectif d'améliorer cette pratique. Le contexte de cette thèse en entreprise a permis une immersion, afin de mieux comprendre la pratique de la translocation réglementaire et son application au sein des bureaux d'études. Du côté de l'entreprise, l'objectif opérationnel était d'explorer des pistes d'amélioration dans la pratique de la translocation réglementaire. Nous avons transcrit cet objectif en deux questions de recherche, auxquelles nous avons tenté de répondre au mieux :

- Comment sont perçues les translocations par les acteurs de l'environnement et comment sont-elles réalisées en pratique ?
- Comment optimiser une translocation pour augmenter les chances de succès ?

Dans cette partie, nous aborderons dans un premier temps comment nos travaux de recherche s'incluent dans la littérature scientifique ainsi que leur apport à celle-ci. Nous discuterons ensuite des pistes pour l'amélioration de la pratique. Enfin, nous proposerons des actions concrètes afin d'améliorer la pratique de la translocation en France.

1. Apport des travaux de recherche menés

1.1. La perception des acteurs de l'environnement sur la translocation est mitigée

Peu d'études existent sur la perception des acteurs de l'environnement sur la translocation végétale. Il y a pourtant plusieurs débats sur l'éthique de la pratique : migration assistée, désextinction et parfois même réintroduction sont des pratiques controversées (Robert *et al.* 2017 ; Filbee-Dexter et Smajdor 2019). De plus, les translocations réglementaires sont considérées comme peu efficaces et permettant d'autoriser un projet d'aménagement plus facilement (Fahselt 2007). À l'aide d'une enquête, nous nous sommes questionnés sur la perception de la translocation par les acteurs de l'environnement en France. Nous avons déterminé que la question de cette pratique divise chez toutes les catégories d'acteurs, certains répondants y sont fortement opposés, tandis que d'autres sont tout à fait favorables aux translocations. Il n'est pas possible de regrouper ces acteurs en fonction de leur profil, leur avis sur la translocation n'est pas lié à leur travail, leur âge ou leurs années d'études. Ces personnes travaillent donc sans une forte distinction dans tous les organismes impliqués dans les translocations (voir schéma de la Figure 5 en introduction). Les acteurs associent la translocation majoritairement aux translocations

réglementaires, et nous trouvons des explications aux avis défavorables : celles-ci seraient faites dans un temps restreint et avec des contraintes, notamment dans le choix du site d'accueil.

1.2. Les protocoles des translocations réglementaires sont incomplets

Les retours existants des translocations réglementaires sont assez négatifs : ces translocations sont centrées sur une population et se font sans avoir une vision globale des autres populations voire de l'espèce (Bradley *et al.* 2020), elles ne suivent pas toujours les bonnes pratiques et sont peu documentées (Germano *et al.* 2015). De plus, elles sont en augmentation en Australie et probablement aussi ailleurs (Silcock *et al.* 2019), ce qui rend urgent leur étude. Nous avons choisi d'étudier les étapes en amont (la planification ; chapitre 2) et en aval (le suivi ; chapitre 3) afin de déterminer comment sont réalisées ces étapes. Les translocations réglementaires ont donc été étudiées en amont, et nous avons mis en évidence une pauvreté des protocoles proposés ainsi qu'une connaissance très partielle des espèces dans les dossiers d'aménagement du territoire évalués par le CNPN dans la période 2018-2020. Nous remarquons qu'une proposition de suivi post-translocation et le choix d'un site protégé sont deux paramètres retrouvés principalement dans les dossiers ayant reçu un avis favorable. Enfin, nous avons relevé les coûts des opérations de translocation, de la séquence ERC et du projet total. Nous avons ainsi montré que la translocation représente une faible part de ces coûts.

1.3. Les suivis post-translocation sont peu réalisés et peu diffusés

Concernant les suivis post-translocation, ceux-ci sont souvent difficiles d'accès et rarement sur le long terme (Godefroid *et al.* 2011 ; Dalrymple *et al.* 2012). Des bases de données existent et mettent à disposition quelques informations sur des opérations ayant eu lieu (Silcock *et al.* 2021 ; Abeli *et al.* 2021). Nous avons eu accès à la base de données TransLoc, qui nous a permis d'étudier un grand nombre de suivis. Même si les suivis des translocations réglementaires sont bien réalisés l'année après la translocation, le suivi diminue très rapidement dans le temps. Du côté des translocations volontaires, le suivi pourrait également être amélioré : 5 ans après une translocation, la probabilité qu'un suivi soit réalisé, quel que soit l'objectif de la translocation est inférieure à 50%. Cela est très problématique pour améliorer les translocations, puisqu'il est difficile de savoir le devenir des opérations précédentes. De plus, il y a une différence sur le suivi en fonction de l'objectif de la translocation : juste après la translocation, lorsque celle-ci est réalisée dans un cadre réglementaire, un suivi est presque toujours réalisé. Mais le suivi s'essouffle rapidement dans le temps. Dans le cas des translocations volontaires, même s'il n'y a pas toujours de suivi juste après translocation, le suivi est globalement plus long. Notons également une différence sur le suivi lorsque les individus transloqués sont des plants : plus le nombre de plantes à transloquer est important, plus la probabilité d'avoir un suivi long est haute. Enfin, pour toutes les opérations, il a été difficile d'avoir accès aux retours d'expériences, comme constaté dans la

littérature scientifique. Ceux-ci sont rarement diffusés, et les contacts directs restent souvent sans réponse.

La vision défavorable d'une partie des acteurs sur les translocations semble donc être justifiée, notamment du côté des translocations réglementaires. Non seulement les protocoles proposés ne sont pas suffisants en termes de contenu, mais les retours d'expériences sont également faibles et difficiles d'accès. La translocation reste néanmoins un outil intéressant, puisque lorsqu'elle est bien utilisée, elle permet de compenser des impacts et/ou permet l'établissement d'une population viable, ce qui est mis en avant par les acteurs de l'environnement favorable à la pratique.

1.4. Des améliorations des protocoles sont possibles par l'expérimentation et la préparation

Mieux connaître l'espèce-cible de chaque translocation

Une phase de recherche sur la biologie et l'écologie de l'espèce est nécessaire avant toute translocation (Maschinski et Albrecht 2017 ; Commander *et al.* 2018). Pour certaines espèces, des études ont déjà été réalisées, il suffit alors de collecter les informations nécessaires. Dans d'autres cas, les connaissances sont trop faibles et ne permettent pas de préparer au mieux la translocation. C'était le cas de l'hélianthème à feuilles de Marum : son mécanisme de dormance n'étant pas connu, un semis direct n'aurait pas fonctionné. Nous avons donc développé différentes expérimentations afin d'en savoir plus sur cette espèce (chapitre 4) dont des tests de germination, très importants dans ce cas (Godefroid *et al.* 2016). D'autres études similaires ont eu lieu, par exemple pour *Eryngium viviparum* dans le cadre d'un PNA en France (Rascle *et al.* 2018). Pour le cas d'étude sur l'hélianthème, nous avons réalisé différentes expérimentations pré-translocation pour avoir une meilleure connaissance de l'espèce : nous avons établi une liste d'insectes pollinisateurs de l'hélianthème, sa répartition actuelle et future, un site d'accueil favorable et son mode de germination. À l'automne 2021, des hélianthèmes ont finalement été transloqués sur une zone sans individus de la même espèce. Au printemps 2022, 45% des individus transloqués étaient toujours présents.

Mieux choisir le site d'accueil

Le choix du site d'accueil est un paramètre déterminant dans le succès d'une translocation (Dunwiddie et Martin 2016 ; Brooker *et al.* 2018). Le syndrome de rareté est courant parmi les plantes que nous étudions, et les plantes rares se trouvent préférentiellement dans des habitats particuliers (Lavergne *et al.* 2004), le micro-habitat choisi est donc d'autant plus important. Dans le cas des translocations réglementaires, le choix du site d'accueil est souvent contraint pour des raisons financières ou de propriété. Nous nous sommes particulièrement confrontés à ces contraintes lors du cas d'étude sur les sérapias (chapitre 5), où nous avons rencontré des difficultés à choisir un site convenant aux contraintes

de l'aménageur tout en étant favorable au développement des sérapias. Dans le chapitre 4, dans le cas d'étude de l'hélianthème, nous avons travaillé sur le choix de son site d'accueil. Pour cela, nous avons pris en compte différents aspects : disponibilité foncière, proximité de la population source, similarité de la végétation et du sol. À l'aide de la modélisation de la répartition potentielle future de l'hélianthème, nous avons pu également vérifier que le changement climatique n'est pas un risque pour l'hélianthème sur le site d'accueil sélectionné. La modélisation et l'étude de la composition du sol sont deux outils pouvant permettre de discriminer des sites d'accueil potentiels (voir les travaux de thèse d'Alice Monnier-Corbel sur les modèles de niche (2022)).

Mieux concevoir le protocole de translocation

Nous remarquons que les translocations réglementaires concernent souvent des petites populations (60% des populations proposées à la translocation dans le **Manuscrit 2** concernent moins de 50 individus). Il s'agit dans certains cas de renforcement de populations (pour 49% des translocations, l'espèce était potentiellement présente sur le site d'accueil), mais pour d'autres, la population établie est de petite taille. Pourtant, il est conseillé dans la littérature d'établir des populations contenant au minimum 50 individus, ce qui augmente les chances d'établissement de la population (Van Groenendael *et al.* 1998 ; Monks *et al.* 2012 ; Maschinski et Albrecht 2017). De plus, dans le **Manuscrit 3**, nous mettons en avant que les petites populations bénéficient d'un suivi moindre que les grosses populations. Il serait préférable d'éviter de transloquer de si petites populations, toujours dans l'objectif d'optimiser son protocole. Dans la dernière partie de la discussion, nous développons des pistes d'actions en rapport avec ce type d'opération.

Le chapitre 3 s'intéresse aux suivis, et notamment à l'extinction de populations transloquées. Le type de matériel végétal choisi exerce une influence sur l'extinction des populations : ainsi, les risques d'extinction sont bien plus forts lorsque des graines sont utilisées. Le cas d'étude sur l'hélianthème illustre cela : à la première année de suivi, avec les plantules, nous avons obtenu 45% de survie (variable selon les protocoles), et pour les semis, seuls 17% des emplacements ensemencés présentent des plantules. Pour chaque emplacement, nous avions semé 5 graines, ce qui représente une utilisation de matériel végétal bien plus conséquente pour des résultats plus faibles à la première année. De plus, les plantules issues des germinations sont encore de très petite taille, de la mortalité est donc à prévoir lors de ce premier été.

Enfin, l'optimisation d'une translocation passe par la gestion des risques du site d'accueil pour la population transloquée. Il a été mis en avant que les barrières pouvaient permettre d'obtenir un succès plus important dans plusieurs études (Fenu *et al.* 2016 ; Albrecht *et al.* 2019). Dans le cas de l'hélianthème à feuilles de Marum, la présence de chèvres nous a poussés à mettre des exclos sur la moitié de la population. Au premier suivi, nous observons effectivement une différence de survie avec

plus de 63% de survie pour les plantes protégées, contre 30% pour celles non protégées. En revanche, l'autre risque identifié sur le site était la sécheresse, d'autant plus pour des plantules venant d'une culture en serre. Nous avons utilisé des rétenteurs d'eau pour tenter de contrer ce risque, mais aucune différence de survie n'est observable à ce stade. Ces expérimentations permettent donc d'optimiser le protocole pour ce cas d'étude précis. Il est nécessaire de s'adapter aux conditions d'un site ainsi qu'aux traits d'histoire de vie de l'espèce étudiée.

En résumé (Figure 57), au travers de ces travaux de thèse, nous avons montré que 1) la perception de la translocation végétale par les acteurs de l'environnement est mitigée, 2) les protocoles proposés pour les translocations réglementaires sont incomplets, et 3) les suivis post-translocation sont trop courts et leurs résultats peu diffusés. Mais il est possible d'améliorer la pratique, et à travers 2 cas d'étude nous montrons des pistes afin d'optimiser un protocole de translocation grâce à l'expérimentation.

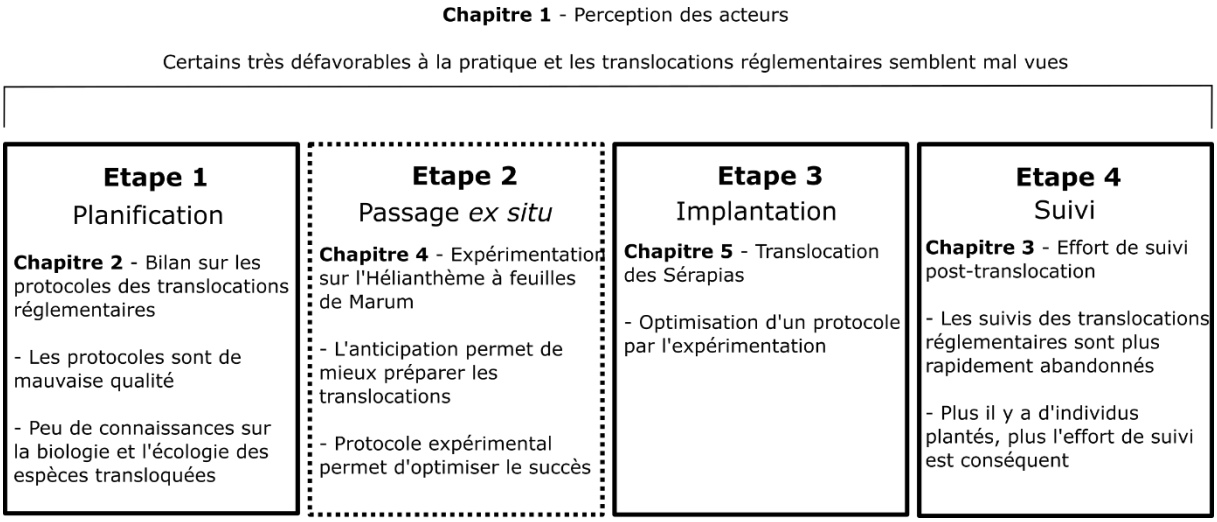


Figure 57 : Répartition des chapitres de la thèse dans la chronologie d'une translocation

2. Des pistes sur l'amélioration de la pratique

2.1. La situation des départements et territoires d'outre-mer

Dans les différents articles composant cette thèse, nous nous sommes concentrés principalement sur la France métropolitaine. Les départements d'outre-mer sont soumis à la même législation qu'en métropole, et donc au même traitement de la part des autorités environnementales. Pourtant, la situation y est assez différente. Il s'agit pour la plupart d'îles situées dans des hotspots de biodiversité (Myers *et al.* 2000). Dans le cas de l'île de la Réunion, de nombreuses menaces sont identifiées, et notamment les plantes invasives qui modifient les habitats et menacent les plantes indigènes : 22% de l'île est fortement touchée par les plantes invasives (Macdonald *et al.* 1991 ; Fenouillas *et al.* 2021). En 2005, les espaces

anthropisés représentaient environ la moitié de l'île alors que les espaces encore intacts ne représentaient qu'un tiers de l'île (Strasberg *et al.* 2005). Dans l'ensemble d'îles dont fait partie la Réunion, elle reste pourtant l'une ayant les plus grandes surfaces intactes, et représente donc un important enjeu de conservation (Lagabrielle *et al.* 2009 ; Fenouillas *et al.* 2021). En comparaison à la métropole, l'île de la Réunion est dans une situation d'urgence face à la problématique de conservation de sa biodiversité, étant donné les fortes menaces sur sa biodiversité ainsi que son fort taux d'endémisme. Au niveau des acteurs locaux et notamment du CBN Mascarin, le sentiment semble être qu'il y a un manque de compréhension de la situation locale par les instances nationales, avec des exigences parfois difficiles à suivre pour des translocations volontaires sur des espèces endémiques et rares (S. Roussel, comm. pers.). De plus, plusieurs espèces protégées sont épiphytes, parfois spécialisées sur certaines espèces d'arbres ; il existe un manque important de protocoles de translocation de ces épiphytes (orientation, hauteur, diamètre du tronc/ branche, dispositifs d'accrochage, etc.) et de connaissances sur des niveaux de spécialisation aux arbres-supports (Augros *et al.* 2018).

En Guyane, la situation est encore très différente, car ce département d'outre-mer fait partie intégrante d'un autre continent. Il se trouve en climat équatorial, et se compose d'une biodiversité très riche et diversifiée. Les projets d'aménagement sont assez différents de ceux de métropole, avec beaucoup d'exploitations minières, qui est l'une des menaces les plus importantes en Guyane (Rahm *et al.* 2015). Un projet a beaucoup fait parler de lui en 2019, le projet « Montagne d'or ». Il s'agissait de défricher une partie de la forêt amazonienne pour extraire de l'or. Le projet menaçait 127 espèces protégées, un nombre considérable en comparaison aux projets en métropole. Par le fait de la mobilisation de plusieurs ONG, ce projet a été abandonné pour le moment. Les projets d'exploitations minières sont en augmentation et menacent considérablement la biodiversité de la Guyane ; une stratégie à long terme et un dialogue avec les exploitants sont importants pour concilier développement et biodiversité (Sonter *et al.* 2018). Dans le cas d'un tel projet, au-delà de la destruction des espèces non protégées, la translocation des espèces protégées aurait été massive en nécessitant la connaissance de leurs biologies, l'établissement de protocoles adaptés à chaque espèce et la recherche de plusieurs sites d'accueil ; chacune de ces étapes aurait posé problème aux structures locales.

La France ne se résume donc pas à la métropole, et les translocations d'espèces protégées encadrées par la loi française peuvent concerner des espèces végétales sous de nombreuses latitudes, avec parfois des écologies très différentes des espèces métropolitaines. Il est important de mieux encadrer la translocation tout en prenant en compte les particularités géographiques de nos territoires d'outre-mer.

Encadré 6 : Quelles législations dans les outre-mer ?

Les départements d'outre-mer (DOM) sont soumis à la même législation que les départements du territoire métropolitain (article 73 de la Constitution). Les DREAL sont nommées DEAL, car elles ne sont pas dans des régions, et lors d'une demande de dérogation pour destruction d'espèce protégée, le dossier peut être transmis au CNPN ou à un CSRPN regroupant souvent plusieurs DOM.

Les collectivités d'outre-mer ont chacune un statut spécifique, avec une loi organique donnant leurs compétences et comment s'appliquent les lois et règlements de métropole (article 74 de la Constitution). Les autres territoires d'outre-mer ont chacun des statuts particuliers, avec également des compétences dans certains domaines.

Cependant, ces différents territoires sont présents dans de nombreux hotspots de biodiversité (Figure 58), donnant une responsabilité à la France sur la protection de ce patrimoine naturel diversifié.

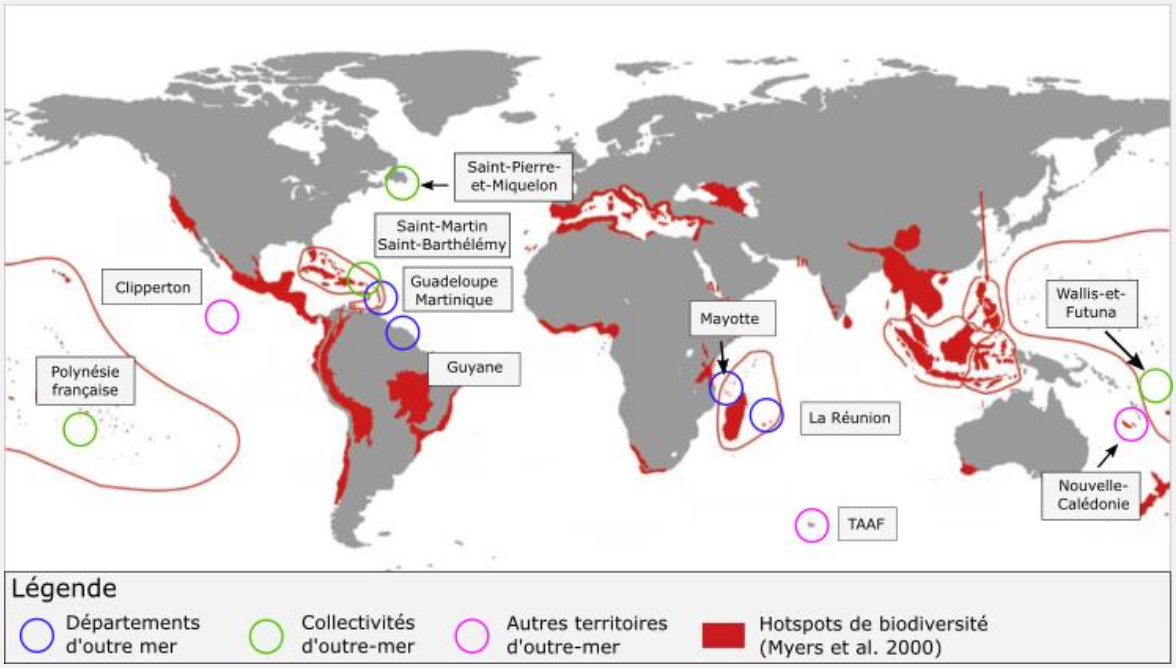


Figure 58 : La France à l'outre-mer

2.2. Coût économique

Une translocation réglementaire est financée par le maître d'ouvrage, tandis qu'une translocation volontaire est financée par un organisme de conservation. Dans les deux cas, il y a souvent une volonté de réduire les coûts associés à l'opération de translocation. La translocation est souvent vue comme une méthode de gestion coûteuse (Fenu *et al.* 2019 ; Bradley *et al.* 2020), mais d'après Zimmer et al. (2019), les coûts sont comparables aux autres moyens de gestion de la flore. En revanche, ses bénéfices pour la population, l'espèce ou l'écosystème sont plus incertains. Il est possible de comparer les ratios coûts/bénéfices de différentes actions de gestion, dont la translocation, afin de déterminer quelle(s) action(s) choisir pour maximiser les bénéfices écologiques par euro dépensé. Dans ce contexte,

optimiser l'évitement et la réduction sont vraiment des étapes cruciales pour diminuer les impacts résiduels à compenser, et donc pour réduire le coût de la compensation et ici des mesures d'accompagnement. Il est possible de baisser considérablement les coûts en choisissant une alternative, parfois légèrement moins efficace en termes de bénéfices écologiques, mais économiquement viable (Andrello *et al.* 2018). Une étude de Kimball et al. (2015) compare pour plusieurs stades (préparation du site, ensemencement, gestion) le ratio coût/bénéfice d'une restauration écologique. L'idée ici n'est pas de diminuer les coûts pour les aménageurs lors de la séquence ERC, mais plutôt de raisonner sur une maximisation des bénéfices utilisés pour la conservation de l'environnement (dans le **Manuscrit 3**, la séquence ERC représentait en moyenne 2% du coût total du projet). Réfléchir en termes de ratio coût/bénéfice pourrait permettre d'augmenter les gains de biodiversité, et donc se rapprocher de l'objectif de zéro perte nette, pour des coûts comparables. Plusieurs bureaux d'études ont témoigné ne consacrer que peu de temps à la recherche d'informations sur la biologie de l'espèce à transloquer et sur les retours d'expérience de translocation de l'espèce cible (M. Julien & B. Schatz, comm. pers.). Cela montre l'importance de la pression financière dans la phase de préparation de la translocation, et elle pourrait malheureusement expliquer la faible qualité des protocoles et la piètre prise en compte de la biologie de l'espèce à transloquer (**Manuscrit 2**).

D'autres approches existent, comme utiliser des méthodes de spatialisation des coûts, là aussi afin de permettre de planifier des opérations rapportant un bénéfice pour l'environnement maximisé par rapport aux coûts (Naidoo *et al*. 2006). Une translocation étant une opération à l'issue incertaine, des alternatives moins coûteuses par rapport aux bénéfices pour l'environnement seront possiblement privilégiées, comme par exemple la gestion d'un site en faveur de l'espèce par exemple par pâturage en période décalée par rapport à la phénologie de cette espèce. Enfin, une analyse du coût sur le long terme peut également permettre de faire un choix éclairé : dans le cas d'espèces menacées, il semble que la gestion de la population transloquée soit moins coûteuse au bout de plusieurs années, car la population devient peu à peu viable et nécessite moins d'interventions si le choix du site d'accueil est bien réalisé (Zimmer *et al.* 2019). Les autres méthodes de la flore permettent de diminuer la menace (par exemple, gestion des plantes invasives), mais il est souvent difficile de complètement éradiquer une menace d'un site.

Dans le **Manuscrit 3**, nous avons mis à disposition les coûts estimés pour les translocations apparaissant dans les dossiers de dérogation. Ils sont très variables, allant de 1000€ à 44000€ pour la translocation et le suivi d'une seule espèce, représentant un pourcentage médian de 4.32% de la séquence ERC. Le coût dépend des méthodes utilisées et du temps de suivi proposé. Nous démontrons que la translocation reste une opération peu coûteuse pour les aménageurs (coût médian de 3600€), d'autant plus lorsque les individus sont transplantés à proximité du site impacté, parfois sans acquisition foncière supplémentaire. Pour les CBN, c'est la phase de post-translocation qui est la plus coûteuse (Diallo 2022). Elle est pourtant primordiale, non pas pour la réussite de l'opération, mais pour l'évaluation de celle-ci. C'est grâce à

cette phase également que les retours d'expériences pourront être diffusés. Pour les bureaux d'études et aménageurs, nous pouvons nous attendre à une répartition des coûts assez similaires, à la différence que l'aménageur devra supporter le coût de l'achat ou la location d'un terrain.

Le coût d'une translocation n'est donc pas à négliger : il permettra de mieux analyser les alternatives à cette mesure, mais aussi de mieux diriger les coûts de l'opération. De plus, la translocation en elle-même n'est pas très coûteuse. En revanche, il faut planifier correctement les coûts pré-translocation car une bonne préparation impliquera de meilleurs résultats, ainsi que les coûts post-translocation qui permettront d'évaluer l'opération. Ce sont les suivis des espèces transloquées qui sont souvent la partie la plus coûteuse et il est à craindre que la faible durée des suivis s'explique par l'absence effective de contraintes réglementaires. Ce sont les maîtres d'ouvrage qui ont la responsabilité de la transmission aux services instructeurs ; mais ils sont parfois d'existence éphémère, car associés à la réalisation d'un projet, ou peuvent déposer le bilan en cours de suivis ou plus généralement être peu motivés par cette transmission d'informations une fois le projet réalisé. Les services instructeurs manquent de temps et d'outils pour suivre la bonne transmission de ces suivis : faut-il imposer une sanction financière aux maîtres d'ouvrage ne transmettant pas ces suivis post-translocation ? Une mutualisation des suivis entre taxa pourrait être en mesure de réduire ces coûts financiers du suivi, notamment quand le bureau d'étude se situe loin du site de projet. Plus globalement, le fait de confier les suivis à une structure locale pérenne (CEN, CBN…) permet théoriquement de réduire le coût financier des suivis et d'en assurer la réalisation, ainsi que la saisie des actions dans des bases de données accessibles.

2.3. Coût environnemental

La translocation peut prendre de nombreuses formes et mobiliser des technologies très variées. Lors d'un projet LIFE de reconstitution d'une forêt sur l'île de la Réunion, il a été choisi de transporter les plants par hélicoptère (Thueux 2014). En effet, la zone d'implantation se trouvait dans un site peu accessible, avec des conditions climatiques risquant de mettre les plants dans une situation de stress hydrique lors d'un transport à terre trop long (chaleur, humidité). Le transport par hélicoptère permettait donc de transporter plus de plants ainsi que les cuves d'eau sur un laps de temps plus court. Bien que le choix de transport soit justifié dans ce contexte, il semble que l'impact environnemental de l'opération ne soit pas négligeable.

Au paragraphe précédent, nous avons parlé d'un ratio coût/bénéfice permettant de faire un choix permettant d'optimiser chaque euro dépensé, et peut-être de choisir un protocole ou une solution alternative. Il serait aussi intéressant de mettre en relation le coût environnemental de l'opération avec ses bénéfices, et de viser à réduire ce coût, ou se tourner vers une alternative moins coûteuse pour l'environnement. Cela peut également pousser à changer de stratégie quant au protocole de translocation

et par exemple utiliser de la main d'œuvre plutôt qu'un engin de chantier. Il faut néanmoins vérifier que les conditions de translocation des plants rendent cette pratique manuelle non impactante et, qu'elle soit associée à une rapidité d'exécution qui permet d'éviter le risque d'assèchement.

Une méthode peu commune en restauration pour mesurer l'impact environnemental d'une opération est de mesurer son empreinte carbone. Cela a été fait par exemple pour la restauration écologique d'une rivière (Chiu *et al*. 2022). De cette façon, selon l'opération, une alternative plus parcimonieuse peut être choisie, ou des pistes d'amélioration peuvent être explorées pour limiter l'émission de gaz à effet de serre.

Encadré 7 : Calcul de l'empreinte carbone pour la translocation de *Serapias* (Chapitre 5)

Pour le déplacement des sérapias, nous nous sommes rendus en Corse, sur la base aérienne de Solenzara, en partant de Eguilles dans les Bouches-du-Rhône. Il a fallu ramener un camion et une mini-pelle sur le bateau, car l'entreprise de terrassement choisie était provençale. Nous estimons qu'une émission de 1,1 t de CO2 a été émise durant l'opération de translocation. Une grande partie (quasiment 85%) est due à l'utilisation d'une mini-pelle pendant les 5 jours d'opération. Le reste des émissions est dû aux trajets. À titre de comparaison, cela représente 2 aller-retours Perpignan-Lille en voiture moyenne. Cette valeur reste cependant négligeable en la relativisant par rapport au nouvel usage de cette base permis par cet aménagement (augmentation attendue importante du trafic d'avions militaires).

Cette empreinte carbone est à mettre en comparaison avec l'utilité de la translocation : ici, nous contribuons aux retours d'expérience, notamment par la publication des résultats. De plus, nous avons choisi de transloquer seulement une petite partie de la population pour tester et optimiser le protocole. Si nous avions fait le choix d'une translocation à plus grande échelle, nos émissions auraient été d'autant plus importantes : en cas d'échec, nous minimisons donc notre impact. Ce calcul amène également à se poser la question d'une opération à plus grande échelle. Des solutions plus parcimonieuses pourront être proposées à l'aménageur.

2.4. Partage des retours d'expériences

Les translocations volontaires et réglementaires se pratiquent couramment depuis plusieurs décennies en France, mais aussi dans plusieurs pays européens, il commence donc à y avoir un certain recul sur la pratique. Pourtant, l'accès aux données reste difficile. Dans l'étude présentée dans le chapitre 3, nous avons eu accès aux suivis de la base de données TransLoc (http://translocations.in2p3.fr/), des informations non disponibles au public actuellement faute de moyens techniques ; mais l'objectif de rendre cette base de données accessible est primordial pour améliorer l'efficacité et l'expérience collective de ce type d'opération. Pour augmenter le nombre de translocations étudiées, nous avons

contacté dans un premier temps les services instructeurs (DREAL et DDT(M)), à qui sont envoyés en principe les comptes rendus des suivis de translocations réglementaires. Nous avons obtenu très peu de réponses par ce biais. Nous avons tout de même pu obtenir quelques comptes rendus de cette façon, mais étonnamment en faible quantité, et souvent d'opérations très récentes. Il s'agit pourtant d'une des missions des services instructeurs, mais qui semble très peu mise en place, probablement par manque de moyens. Nous avons également contacté des bureaux d'études, des chercheurs et des gestionnaires impliqués dans des translocations. Il a été difficile de récupérer ces données, nous nous sommes heurtés à différents problèmes : confidentialité des comptes rendus, propriété du maître d'ouvrage et impossibilité de contacter le maître d'ouvrage par nous-mêmes, volonté de ne pas diffuser leurs résultats. Ces pratiques sont problématiques, les retours d'expériences sont précieux et permettent de tirer des enseignements : ce protocole a-t-il donné de bons résultats ? Quels problèmes ont été rencontrés lors de cette opération ? Même si l'opération est un échec, il est possible d'en extraire des informations facilitant la compréhension des causes de l'échec. Il est primordial de connaître ce qui a déjà été fait afin d'apprendre de l'expérience collective (Berger-Tal *et al.* 2020). Il est clair qu'un effort de recherche d'informations dans différents pays européens permettrait de stimuler l'acquisition d'information et permettrait un bénéfice pour chacun de ces retours d'expériences.

De nombreuses études déplorent le fait que les retours d'expériences soient difficiles d'accès et encouragent leur diffusion (Albrecht *et al.* 2011 ; Piazza *et al.* 2011 ; Dalrymple *et al.* 2012). Une base de données regroupant les retours d'expériences est donc nécessaire (Godefroid et Vanderborght 2011), et différentes initiatives ont récemment vu le jour : la base de données TransLoc pour l'Europe, IDPlanT pour l'Italie (Abeli *et al.* 2021), *Australian Plant Translocation Database* pour l'Australie (Silcock *et al.* 2021). Une action du groupement Cost Action ConservePlants est en cours pour recenser les translocations en Europe. Mais à l'heure actuelle, en Europe, aucune base de données ne permet aux praticiens de voir et lire les rapports sur les translocations ayant eu lieu sur une espèce donnée. L'interopérabilité entre les bases de données existantes serait aussi une étape intéressante à franchir notamment à l'échelle européenne.

D'autres moyens de promouvoir une opération de translocation existent : diffusion par l'écriture d'un article, colloques, participation à des réseaux d'échanges (UPGE, SER, REVER). Grâce aux partages d'expériences, les chercheurs et les praticiens apprennent collectivement, évitent de commettre les mêmes erreurs que d'autres, et anticipent mieux.

Encadré 8 : Partage de retours d'expérience négatifs

Nous avons présenté dans cette thèse deux projets de translocation de grande taille dont les premiers résultats sont prometteurs. Nous avons insisté sur le fait qu'il est important de partager ses retours d'expériences, même négatifs, par cet encadré je tente donc de suivre ce conseil.

Pendant ma thèse, j'ai été la référente des projets de translocation portés par Ecotonia. Sur ces 3 ans, j'ai donc pu faire une tentative et constater l'échec d'un semis d'*Aristolochia rotunda*, ainsi que suivre une translocation réalisée avant ma venue, sur la même espèce, et constater là aussi un échec.

Sur un projet de liaison routière dans le Vaucluse, une population d'un papillon protégé (*Zerynthia polyxena*) a été mise en évidence, ainsi que sa plante-hôte. Une translocation a été préconisée, mais la population n'a finalement pas été impactée par le projet. Nous avons décidé de tout de même réaliser cette translocation, dans un objectif expérimental, mais sans impacter la population source. Pour cela, nous avons souhaité créer une nouvelle population. Nous avons réalisé une collecte de graines dans la population qui aurait dû être impactée par le projet routier, et semé 400 graines en 2020, à moins de 1km du site d'origine, dans des conditions favorables au développement de l'Aristoloche. L'espèce était absente du site d'accueil. La moitié des graines a été scarifiée au préalable. Nous avons arrosé après semis et la zone a été mise en défens. Aucune germination n'a été observée en 2021 et en 2022. Nous avons en parallèle réalisé des tests de germination en laboratoire avec différents protocoles de levée de dormance, sans plus de succès. C'est pourtant une plante qui se transloque facilement par motte de terre (Fadda *et al.* 2019). Nous recommandons donc fortement de réaliser les translocations de l'Aristoloche par motte et non par semis.

Sur un autre projet dans les Bouches-du-Rhône, toujours sur la même espèce, une translocation par motte a eu lieu en automne 2019, à proximité de la zone impactée, dans l'emprise même du projet d'aménagement. Au printemps 2020, les individus transloqués n'étaient plus présents à cause d'un problème de communication sur le chantier : des tuyaux avaient été déposés sur la zone de translocation, malgré un balisage, détruisant tous les individus avant même le premier printemps. La communication et la sensibilisation des différents acteurs pouvant être amenées à aller sur la zone de translocation, et le choix d'un site d'accueil sécurisé sont 2 points importants ne devant pas être négligés.

2.5. Vers des projets de translocation à plus grande échelle ?

Le projet Care-Mediflora concerne le bassin méditerranéen, et en particulier les milieux insulaires. Ce projet de grande ampleur cible des espèces végétales pour lesquelles des actions *in situ* doivent être mises en œuvre. Il s'agit notamment de projets de réintroduction, avec la culture des plantes cibles en *ex situ* et leur implantation en milieu naturel. Ce projet à grande échelle permet d'impliquer de nombreux acteurs, ce qui favorise les échanges de connaissances et de savoir-faire (Fenu *et al.* 2020). Dans le

même esprit, les programmes LIFE permettent de réaliser des projets de translocation à plus grande échelle, avec des financements plus importants. À l'échelle nationale, plusieurs espèces bénéficient d'un plan national d'action (PNA), avec la possibilité d'inclure des translocations. Ces différents projets ont un rayonnement à grande échelle, il ne s'agit pas de conserver une population en particulier, mais d'avoir une vision plus globale sur la répartition de l'espèce sur un territoire. Ainsi, ces translocations peuvent avoir un réel bénéfice en matière de conservation au niveau de l'espèce cible.

De plus, ces dernières années ont émergé des initiatives afin de regrouper les chercheurs travaillant sur le domaine de la translocation végétale. La communauté scientifique autour de la translocation végétale commence à se structurer. La première conférence sur la translocation végétale (International Plant Translocation Conference, juin 2022) a notamment pour objectif d'échanger autour du sujet et d'aller vers une coopération plus efficace.

Ces programmes et congrès internationaux sont aussi des occasions pour tenter d'homogénéiser les protocoles et les indicateurs de suivis des translocations. Au cours des chapitres 1 et 3, nous avons constaté une certaine diversité dans les indicateurs utilisés pour les suivis. Afin d'avoir des points de comparaison, il serait intéressant que certains indicateurs soient communs à tous les projets, et d'autres, qui soient plus adaptés à la biologie de l'espèce. Le chapitre 1 a même révélé la tentation d'utiliser des indicateurs assez difficilement quantifiables ; mais il faut se rappeler ici que la translocation est un outil expérimental qui exige une certaine rigueur scientifique dans le protocole pour permettre la réussite de cette opération.

2.6. Une remise en question des statuts de protection

En France, la liste des espèces de la flore vasculaire bénéficiant d'une protection nationale tarde vraiment à être actualisée (Schatz *et al.* 2014). Elle a été établie en 1981 avec un décret d'application en 1982, il y a donc 40 ans, avec quelques rares modifications depuis (dernières modifications dans l'arrêté du 23 mai 2013). Il est clair qu'il existe un besoin fort d'actualisation de ces listes pour tenir compte des variations récentes de présences, de l'évolution des menaces sur les espèces, mais aussi de la description de nouvelles espèces. Cette volonté d'actualisation a enfin pu voir le jour au ministère de la transition écologique (MTE) en 2021 et une méthode de sélection de nouvelles espèces protégées et le principe d'une actualisation tous les 10 ans ont été récemment acceptés par le MTE en collaboration avec le groupe de travail « Flore-Fonge-Habitat et CBN » du CNPN. Cette méthode de sélection doit s'appliquer à la flore vasculaire, mais aussi être étendue à différents groupes taxonomiques comme les lichens, les bryophytes, les champignons dans les prochaines années selon la disponibilité des données (B. Schatz, comm. pers.). De plus, la récente fusion de plusieurs régions ne s'est pas encore accompagnée d'une actualisation des espèces de la flore vasculaire bénéficiant d'une protection régionale. Il existe ainsi en

France une double attente d'actualisation des listes de protection nationale et régionale pour les végétaux, qui caractérise ainsi une période charnière dans la modernisation de la protection de la biodiversité végétale. À l'échelle européenne, voire euro-méditerranéenne, il existe une certaine diversité dans les niveaux de protection nationale, voire régionale, avec plusieurs pays qui alignent leurs protections sur les statuts UICN (Azam *et al.* 2016).

Dans les résultats de la thèse de Diallo (2022), celui-ci identifie qu'un quart des espèces végétales en France présentes dans la base de données TransLoc est menacé (CR, EN, VU) alors que les espèces menacées ne représentent que 3,2% dans le **Manuscrit 2**. Il semble donc que les translocations réglementaires touchent plus rarement les espèces menacées, contrairement aux translocations volontaires.

Globalement, les listes d'espèces protégées aux échelles nationales et régionales devraient connaître une actualisation, avec des conséquences sur l'application de la séquence ERC et donc des opérations de translocations réglementaires. Certaines espèces ne seront plus protégées alors que d'autres le deviendront, ce qui engendra un besoin fort de connaissances biologiques pour ces dernières et de retours d'expériences de translocation.

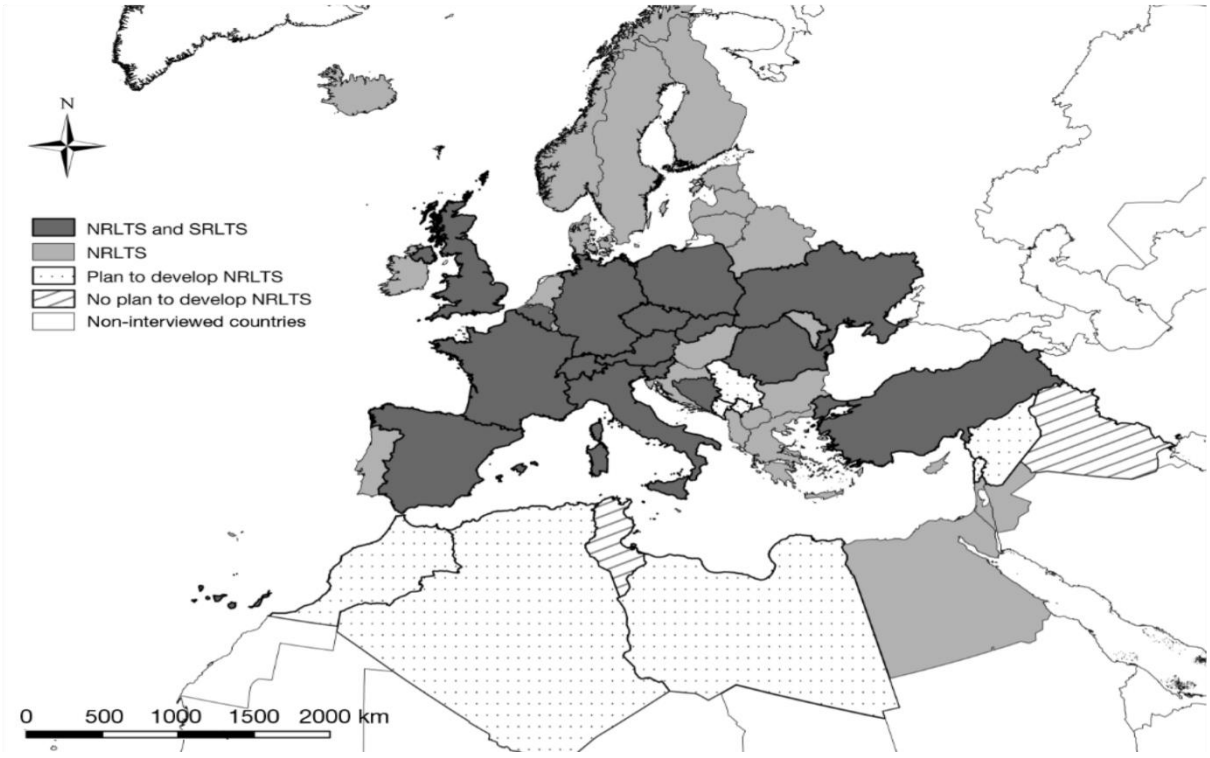


Figure 59 : Distribution des listes rouges nationales (NRLTS) et sub-nationales (SRLTS) parmi les pays euro-méditerranéens en 2014. Figure issue de Azam et al, 2016.

3. Propositions d'actions pour l'amélioration des translocations

Comme présenté initialement en fin d'introduction, cette thèse n'a pas seulement pour objectif de décrire et apporter de nouvelles connaissances sur la pratique de la translocation végétale. En se plaçant dans une posture de recherche-intervention, notre objectif est aussi de faire évoluer positivement cette pratique. En biologie de la conservation, les évaluations de pratiques ne sont pas toujours associées à des réalisations concrètes, par manque de connexion entre praticiens et chercheurs (Knight *et al.* 2008). Le contexte de cette thèse permet au contraire de former cette connexion. Elle commence par le bureau d'études Ecotonia, financeur de cette thèse, qui a été mon lieu de travail pendant la moitié de mon temps. Mais les projets que j'ai menés au sein d'Ecotonia ne doivent pas se réduire à une meilleure pratique dans ce bureau d'études en particulier. Au travers des différentes publications présentées, et ici de propositions d'actions à destination des acteurs de l'environnement, nous souhaitons donner des pistes pour une amélioration de cette pratique à une échelle nationale.

Dans les paragraphes précédents, nous avons développé différentes perspectives. Nous les avons synthétisées ici sous forme d'actions concrètes et opérationnelles.

- **Anticiper les opérations de translocations**

Dans les chapitres 4 et 5, nous développons deux exemples de translocations expérimentales, réalisées bien en amont des dossiers réglementaires. Ce genre d'opérations n'est pas toujours possible, dans une grande partie des projets, une étude sur quatre saisons afin de déterminer quelles espèces sont présentes est réalisée puis le VNEI est envoyée à la suite des inventaires. Mais certains projets sont de plus grande ampleur, ou avec un phasage particulier. C'est aussi sur ces projets qu'interviendront des impacts importants puisque la surface du projet est plus grande. Quand cela est possible, nous encourageons les aménageurs à anticiper leurs impacts. Cela peut se faire par un pré-diagnostic, réalisé par un bureau d'études, permettant de mettre en évidence les enjeux du site. En cas de fort enjeu, il est possible de mettre en place une action de connaissance, de réaliser des expérimentations et de réfléchir à une possibilité d'évitement ainsi qu'aux alternatives à la translocation, sans oublier les coûts. De cette façon, le VNEI sera bien plus solide, car argumenté avec des mesures plus travaillées ce qui montre la bonne volonté de l'aménageur. Mais surtout, travailler en amont d'un projet de translocation permet d'optimiser les chances de succès. Nous parlons ici de translocation végétale, mais d'autres mesures peuvent être anticipées de la même manière.

- **Mieux intégrer le caractère expérimental dans les translocations réglementaires**

Dans les translocations réglementaires étudiées lors des chapitres 2 et 3, nous avons pu constater que le protocole proposé est souvent unique. La translocation est une mesure d'accompagnement, car c'est une action expérimentale (Cerema 2018). Pour réellement intégrer le caractère expérimental d'une

translocation, il est nécessaire d'identifier des populations témoins non impactées et de les intégrer dans le suivi, mais aussi de réaliser différents tests, par exemple par l'utilisation de plusieurs protocoles en variant les stades des individus transloqués, leur densité, leur période de translocation au cours de l'année, la gestion associée du site d'accueil, etc. De plus, une expérimentation nécessite un suivi approprié. En effet, le retour d'expérience doit permettre d'en savoir plus sur le devenir des individus transplantés. Quelles conditions ont-elles permis d'avoir le plus de survie ? A-t-on plus de floraison, de fructification, de recrutement en fonction du protocole utilisé ? Le caractère expérimental de la translocation permet d'optimiser les protocoles, et de permettre aux futures opérations de bénéficier de connaissances et d'un protocole plus adéquat.

- **Rendre plus systématique le financement de la recherche-intervention**

Le coût financier d'une translocation est le facteur limitant pour les translocations volontaires, mais occasionne aussi des contraintes fortes dans la préparation, la réalisation et le suivi de la translocation. Il est tout à fait envisageable, surtout pour les gros projets impactant fortement une espèce, de programmer une mesure d'accompagnement qui soutient financièrement la recherche scientifique (sous forme de financement de master voire de thèse) avec pour objectif d'optimiser l'efficacité des mesures de translocation. Plutôt que de répéter de mauvais protocoles, optimiser une fois pour toutes le protocole de translocation d'une espèce est nettement préférable, surtout pour celles fréquemment transloquées. L'exemple de l'anticipation sur 3 ans de la translocation de l'hélianthème à feuilles de Marum a démontré son efficacité pour la mise au point de différentes pistes d'amélioration de cette opération. Le bénéfice en termes de communication pour le maître d'ouvrage permet aussi de compenser son investissement financier et de réduire son impact environnemental.

- **Rendre plus accessible la mutualisation d'actions pour la flore par les aménageurs**

Des sites naturels de compensation (SNC) commencent à apparaître en France. Par exemple, le site de Cossure, de 357 ha, a été acquis par la CDC Biodiversité (Dutoit *et al.* 2015). L'objectif de cette acquisition était de restaurer d'anciens vergers pour y favoriser une végétation de pelouse sèche, favorable à toute une communauté d'espèces faunistiques, afin d'anticiper les futurs besoins de compensation. Il est ensuite proposé aux aménageurs d'acheter des unités de compensation afin de compenser leurs impacts. Cette opération permet à la fois une anticipation des mesures de compensation, avec une certitude que les mesures proposées fonctionnent, puisque le site de Cossure a déjà été rendu favorable. L'opération permet également la mutualisation de plusieurs projets, ce qui permet aux espèces d'avoir un espace favorable de grande taille, non fragmenté, ainsi que l'assurance que les mesures seront effectivement réalisées. En effet, pour beaucoup de projets, la surface impactée est de quelques hectares seulement, il est donc plus intéressant de mutualiser plusieurs projets pour proposer une surface suffisante pour les espèces impactées. Les SNC permettent également de proposer une vision à l'échelle

du territoire et ainsi renforcer les réseaux écologiques, ce qui permet d'avoir une compensation bien plus fonctionnelle (Padilla *et al.* 2022). Pour l'aménageur, ce système est aussi plus simple puisqu'il délègue la compensation à un opérateur qui s'occupe de la gestion et du suivi pendant 30 ans (Dutoit *et al.* 2015).

Les impacts sur les populations végétales concernent parfois quelques individus seulement, avec des surfaces parfois très réduites (60% des translocations étudiées dans le **Manuscrit 2** concernent moins de 50 individus). Dans ces cas-là, la translocation végétale est presque automatiquement proposée. La mesure de translocation est alors traitée de façon annexe puisqu'elle concerne seulement une petite partie des impacts, ce qui peut expliquer les protocoles pauvres et le suivi peu réalisé. Plutôt que de concentrer les efforts financiers sur quelques individus alors que leur survie n'aura que peu d'impact sur le statut de conservation de l'espèce (cas d'espèces assez courantes), nous proposons de pouvoir mutualiser ces translocations, dans le cas où les projets seraient localisés dans un même ensemble géographique, par le financement d'actions de translocation de plus grosse ampleur, ciblées sur l'espèce en question. Les individus impactés de chaque projet pourraient être conservés *ex situ* le temps de développer l'action mutualisant plusieurs projets. Ces financements pourront servir par exemple au CBN, au CEN ou à des organismes de recherche à développer des programmes de translocation à plus grosse échelle, permettant de réaliser la translocation sur une échelle de temps plus long et avec des moyens plus importants. Il est possible d'imaginer une mutualisation au sein d'un bureau d'études, responsable de la rédaction d'études pour plusieurs aménageurs, impactant parfois les mêmes espèces. Il faut cependant ne pas oublier le principe d'additionnalité, ces fonds ne peuvent pas remplacer les fonds publics d'actions déjà existantes ou les fonds déjà versés pour un autre projet (Levrel *et al.* 2018 ; Huglo *et al.* 2021). Du côté de l'aménageur, cette mesure consisterait à fournir du matériel végétal et un financement, et du côté de l'organisme chargé de la translocation, un programme doit être mis en place afin d'utiliser ce matériel végétal.

Rappelons que les translocations sont souvent une simple mesure parmi beaucoup d'autres dans les EIE, et concernent souvent de petites populations. Cette mesure n'est pas déterminante dans le devenir du dossier, aussi, mutualiser des actions de translocation faciliterait la mise en place de la mesure, mais ne devrait pas faciliter l'acceptation du dossier par un effet rebond (Regnery 2017). En mutualisant, cela permettrait de mieux préparer la translocation et d'avoir les effectifs nécessaires pour créer une nouvelle population, ainsi que d'avoir une vision plus globale sur la conservation de l'espèce. La translocation peut alors être considérée comme une translocation de conservation, son objectif n'est plus de sauvegarder quelques individus, mais de créer une population viable. De cette façon, il est également plus probable de se rapprocher du principe de zéro perte nette de biodiversité.

Pour que cette mutualisation fonctionne, il est important que l'organisme intermédiaire prenne la responsabilité de la translocation et du matériel végétal. De plus, le site d'accueil ne doit pas être un site

compensatoire pour l'un des projets, afin d'empêcher l'additionnalité des mesures entre projets d'aménagement. Enfin, en cas d'échec constaté d'une translocation dû à un mauvais protocole, il n'existe pas de recours possible pour atténuer cette perte nette de biodiversité. Si la mutualisation était possible, nous pourrions proposer un financement de la part de l'aménageur en échec de translocation d'une nouvelle opération de translocation. Ce financement pourrait par exemple permettre de multiplier les individus obtenus par d'autres biais. L'aménageur, qui est en situation de dette de biodiversité, serait alors en mesure de régler cette dette en finançant cette seconde translocation.

Enfin, pour une bonne utilisation de la mutualisation des translocations, il est nécessaire d'en prévoir l'encadrement, par exemple par la création de programmes de recherche dédiés, pour avoir un suivi et un traitement correct du matériel végétal confié et ainsi éviter sa dégradation.

- **Rendre plus systématique la combinaison entre translocation et action de gestion**

Le recours à la translocation reste une possibilité de dernier recours, au succès incertain selon l'espèce considérée. Nous considérons qu'elle devrait être plus systématiquement combinée avec une action de gestion en faveur de l'espèce, qui présente un risque nettement plus modéré pour l'espèce et qui est souvent associée à un coût financier assez faible. En effet, il s'agit souvent de réouvrir le milieu par pâturage en période décalée, ou de favoriser la conservation d'un milieu humide, etc. Ainsi, combiner translocation et action de gestion devrait mieux bénéficier aux plantes impactées sans augmenter considérablement les coûts financiers associés, mais avec un bénéfice plus assuré. Dans le cas de petits effectifs de plantes à transloquer (moins de 10 individus), la translocation coûteuse pour quelques individus pourrait même être oubliée à la faveur d'une action de gestion efficace, lorsque la destruction de ces quelques individus ne remet pas en cause la conservation de l'espèce. Évidemment, cela oblige à aussi créer une base de données de retours d'expérience au sujet des actions de gestion et de leur efficacité pour les espèces cibles.

- **Diffuser ses retours d'expériences**

Après une translocation réglementaire, un suivi doit être réalisé sur la période indiquée dans l'arrêté préfectoral. La procédure consiste en principe à transmettre annuellement à la DREAL (ou le service instructeur en charge du dossier) les comptes-rendus de suivis. Lors du chapitre 3, nous avons mis en avant la difficulté de retrouver ces suivis. Les personnes travaillant dans les services instructeurs manquent de temps, et les bureaux d'études montrent une certaine méfiance. Afin d'améliorer la pratique à l'échelle de la France, il est pourtant important de diffuser ces retours d'expériences. Certaines revues publient ce genre de retours (par exemple, déplacement de la Diane et de l'Aristoloche à feuilles rondes, Fadda et al., 2019), il existe aussi des réseaux entre acteurs, comme l'UPGE, où il est possible de partager ses expériences. Ces comptes-rendus pourraient être accessibles via une plateforme regroupant les retours d'expériences, pas seulement des translocations, mais de tous les suivis dans un cadre

compensatoire, à l'image par exemple de la base documentaire Kentika du CBNA, CBNC et et CBN Med (http://www.cbn-alpin-biblio.fr/Main.htm). Cette récolte et agrégation de données se fait déjà pour les données de biodiversité récoltées par les bureaux d'études, ceux-ci les reversent sur Silene une fois le projet accepté (https://silene.eu/). C'est ce que proposent des chercheurs australiens : une étape obligatoire consistant à enregistrer toute réalisation de translocations réglementaires dans une base de données accessible au public (Doyle *et al.* 2022). De cette façon, il serait possible de connaître toutes les translocations réalisées. Cette action n'est possible qu'avec l'implication des services de l'État, à qui sont en principe transmis les retours et qui sont les seuls à pouvoir mettre en place une telle obligation. Pour cela, des moyens supplémentaires sont nécessaires au niveau des services de l'État afin de pouvoir mettre en place des contrôles.

De plus, aucune pénalisation n'est prévue en cas de non-envoi. C'est le maître d'œuvre qui a la charge d'envoyer annuellement ces suivis aux services instructeurs, mais une fois le projet réalisé, la motivation de ce dernier à réaliser cet envoi décroît fortement avec le temps. Devant le constat du très faible retour des suivis post-translocation, il est largement temps de mettre fin à cette situation en instaurant dans la loi une pénalité financière (basée sur un pourcentage du coût du projet) à tout porteur de projet qui n'enverrait pas ces suivis post-translocation, comme il s'y engage au début du projet.

- **Créer une liste d'espèces rédhibitoires à la translocation**

Avec la multiplication des opérations de translocation, nous devrions être en mesure d'avoir une meilleure vision des espèces pour lesquelles la translocation fonctionne bien, et d'autres où toutes les translocations se sont soldées systématiquement par des échecs. Nous proposons de pouvoir lister certaines espèces comme rédhibitoires à la translocation lorsqu'un nombre suffisant de retours d'expérience existent et montrent que la translocation ne fonctionne pas. Lorsque ces espèces se trouveraient sur l'emprise de projets d'aménagements, il serait alors obligatoire d'éviter la population ou de mettre en place d'importantes mesures de gestion d'autres populations. Par exemple, pour l'espèce *Serapias parviflora,* le chapitre 5 montre que les individus transloqués n'ont pas repris en 2 ans. Un autre retour d'expérience existe pour cette espèce, où la population a totalement disparu (plus d'informations dans le chapitre 5). Si d'autres retours d'expériences allant dans le même sens que ces 2 premiers apparaissent, nous pourrions classer cette espèce comme rédhibitoire à la translocation. Nous considérons qu'un minimum de 4 à 5 retours d'expériences montrant un échec suite à des translocations réalisées dans de bonnes conditions et en l'absence d'un seul retour d'expériences positif suffirait à classer l'espèce comme rédhibitoire. De plus, avoir des espèces rédhibitoires à la translocation définies sur la base de retours d'expérience apporterait une garantie éthique plus importante à ce type d'opération ; les avis favorables à cette pratique pourraient alors devenir majoritaires.

Ces sept propositions d'actions (Figure 60) demandent notamment une implication des services de l'État sur la question des translocations (mutualisation, diffusion, espèces rédhibitoires), mais certaines actions peuvent être mises en place au niveau d'un aménageur (anticipation, financement de la recherche-intervention) ou d'un bureau d'études (expérimentation, gestion, diffusion). Une large marge de progression est en tout cas tout à fait possible sur cette pratique.

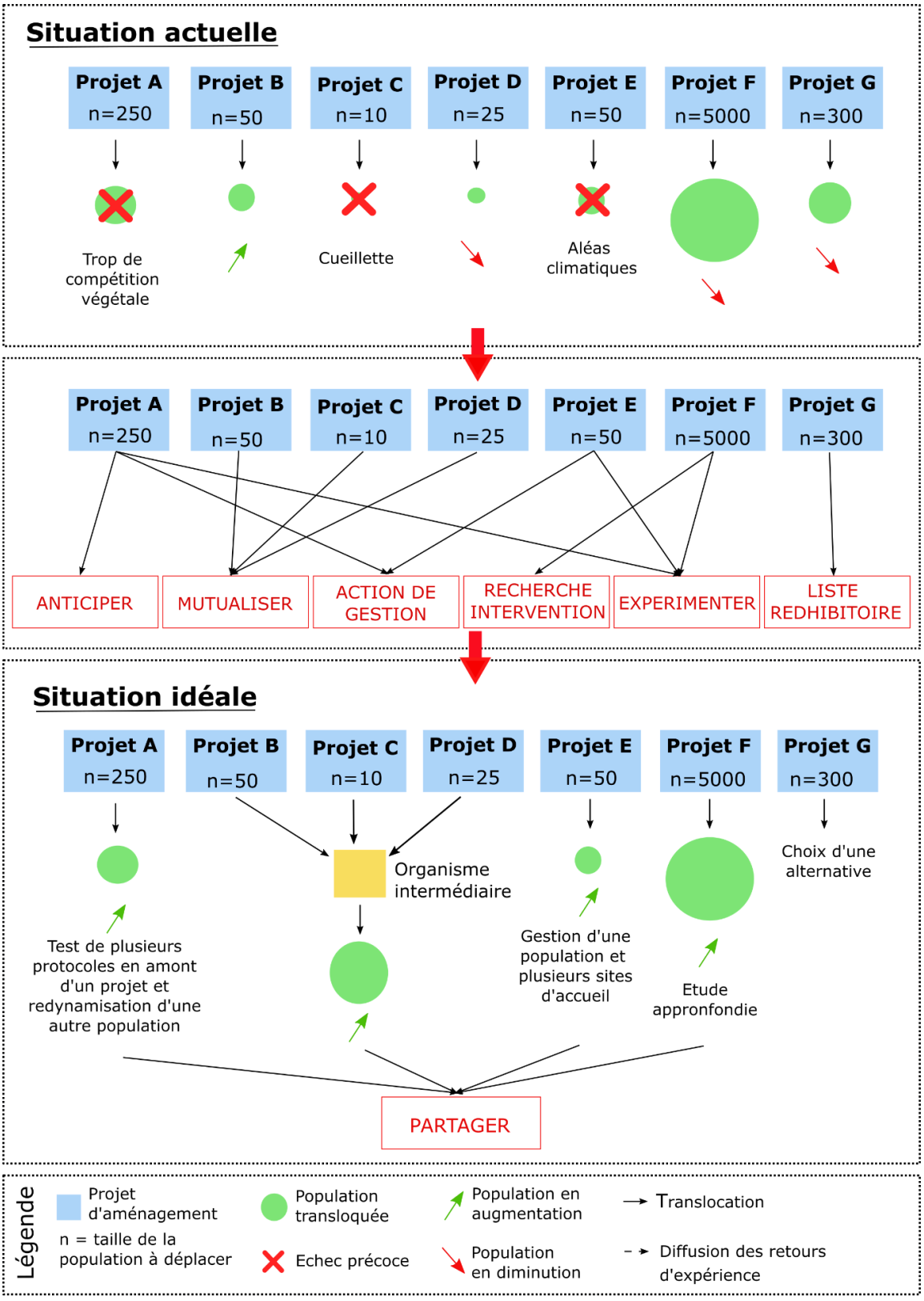


Figure 60 : Schématisation des propositions d'améliorations de la pratique de la translocation réglementaire. Le premier cadre représente la situation actuelle, avec des translocations entreprises dans différents projets, menant rarement à un succès. Dans le deuxième cadre, les projets sont reliés à des pistes d'actions. Enfin, le troisième cadre représente la situation idéale, dans laquelle nos pistes d'actions ont été exploré, et devraient permettre de meilleurs résultats de translocation.

4. Conclusion

Planifier la translocation d'une espèce végétale nécessite des connaissances variées sur la biogéographie de l'espèce transloquée, sa taxonomie, son statut de conservation aux niveaux global et local, son écologie en lien avec le climat, le sol, et les autres espèces (organismes mycorhiziens symbiotiques, herbivores, pollinisateurs, etc.), sur les communautés dans lesquelles vit habituellement l'espèce, et des connaissances générales en dynamique et génétique des populations. En plus de ces connaissances biologiques sont nécessaires également des connaissances d'ingénierie écologique, sur la législation qui entoure les translocations, sur le réseau des acteurs et leur psychologie, les procédures administratives, les coûts engendrés par les translocations, sur l'éthique de l'environnement, et sur les enjeux et techniques de communication auprès du public avant et après la translocation. S'il n'est pas nécessaire d'être spécialiste de tout, il est clair qu'il faut faire appel, dans une problématique de translocation, à des disciplines scientifiques et de sciences humaines variées. Au cours de ces travaux de thèse, nous avons utilisé plusieurs de ces différentes disciplines afin de saisir au mieux le sujet. Ces disciplines sont complémentaires pour comprendre la translocation et chacune en donne une vision différente. Cela permet notamment de mieux comprendre les différents risques associés à la translocation, et de les maîtriser autant que possible. En bureau d'études, l'accès à ces nombreuses connaissances et disciplines peut être limité, notamment en raison de contraintes fortes de temps. Un accès à une base de données rendant disponibles les retours d'expérience, ainsi qu'un guide de préparation, de mise en place et de suivi des translocations, qui soit porté par une structure reconnue, permettrait de faciliter le travail des gestionnaires de projet.

Postface

Au cours de ces 3 années de thèse, j'ai partagé également mon temps entre laboratoire et entreprise. Ce temps en entreprise a été l'occasion de suivre quelques projets d'aménagement par le biais de mes collègues, et de m'immerger dans la réalité des bureaux d'études. La rédaction de VNEI est l'une des principales activités à Ecotonia. Au cours des mois que j'ai passés à Ecotonia, j'ai pu observer le déroulé de la constitution de ces dossiers, mais également leur devenir. De nombreux projets ne voient jamais le jour : le bureau d'études a en charge le volet naturel uniquement ; une étude d'impact est constituée de plusieurs autres volets qui peuvent empêcher la naissance d'un projet. D'autres mettent plusieurs années avant de se mettre en place et prennent du retard sur les plannings initiaux[6], ce qui pourrait finalement laisser le temps à l'anticipation de certaines mesures. Les gestionnaires de projets du bureau d'études sont en contact direct avec les aménageurs. Certains sont très au fait de la réglementation environnementale, ils sont très conciliants et il est alors tout à fait possible de proposer des mesures efficaces. D'autres voient le volet naturel comme une contrainte supplémentaire pour mettre en place leur projet et cherchent à éviter la contrainte, en minimisant les mesures proposées par le bureau d'études, parfois même en diminuant le temps et le financement normalement accordés par l'aménageur au bureau d'études sur un tel dossier. Notons que ces dossiers ont très souvent des retours pour améliorer le dossier de la part de la DREAL, ce qui montre le rôle important de conseil du bureau d'études. Le VNEI dépend donc considérablement de l'aménageur et de sa volonté à prendre en compte les impacts environnementaux.

Par ailleurs, pour certains projets, les plans des constructions sont déjà fixés : il est alors beaucoup plus difficile de proposer de l'évitement. Un VNEI est réalisé sur une année entière, afin d'avoir des inventaires sur 4 saisons. Au terme de l'année, un rapport final est rédigé, présentant les inventaires, les impacts prévus, ainsi que les mesures de la séquence ERC. Il s'agit d'un dossier conséquent, parfois avec de fortes contraintes temporelles. Enfin, la compensation est une étape souvent complexe. L'aménageur doit trouver des parcelles compensatoires, qui correspondent à l'habitat naturel détruit et sur lesquelles il est possible de mettre des mesures en place pour obtenir un gain de biodiversité. Dans le sud de la France, la pression d'urbanisation est forte et les terrains compensatoires sont de plus en plus difficiles à trouver, et peuvent coûter cher à l'aménageur.

De plus, j'ai pu noter la place ambiguë des bureaux d'études par rapport aux autres acteurs. La relation entretenue avec les aménageurs est celle d'un fournisseur avec son client, mais de l'autre côté, le bureau d'études doit veiller à ce que l'aménageur reste en conformité avec la législation. Le bureau d'études

[6] Cela a été particulièrement vrai pendant ces 3 années, avec le contexte de crise sanitaire qui a retardé de nombreux projets. Mais beaucoup de projets prennent également du retard indépendamment de la crise sanitaire.

peut alors se retrouver dans des situations délicates, par exemple par la dénonciation d'un de ses clients aux services instructeurs (par exemple, lors des suivis de chantier, non-respect d'une mesure entraînant la destruction d'individus d'une espèce protégée).

La translocation végétale est donc proposée dans ce cadre : même si le bureau d'études est l'acteur qui rédige la mesure et parfois la met en place et réalise le suivi, il reste très contraint par l'aménageur. Au niveau de mon bureau d'études, j'ai pu améliorer les protocoles qui sont proposés, ainsi que le savoir-faire de l'entreprise. Les prochaines translocations qui seront proposées seront donc mieux conçues, mais pour aller réellement plus loin et créer des protocoles expérimentaux et faire de l'optimisation de protocoles, il faudra l'accord et le financement de l'aménageur. Comme évoqué en conclusion, une prise en considération du sujet par les services instructeurs pourrait mener à un meilleur encadrement de la pratique, par la proposition de lignes directrices et par la limitation de leur utilisation aux cas réellement bien préparés.

Enfin, au cours de ma thèse, j'ai pu échanger avec différents acteurs autour de la pratique. Dans la littérature scientifique ainsi qu'au cours de ces échanges, j'ai rencontré l'appréhension suivante : le fait d'améliorer la pratique de la translocation risque de la rendre plus acceptable, car si les translocations ont un plus fort taux de succès, elles seront alors plus largement utilisées (Fahselt 2007 ; Regnery 2017). Dans mon bureau d'études, mais aussi par les lectures des dossiers CNPN, j'ai remarqué un recours à la translocation végétale quasi systématique lorsqu'un impact résiduel persiste sur une espèce végétale. En effet, peu d'alternatives sont disponibles lorsque les individus ne sont pas évités, et même lorsqu'une mesure de gestion est proposée, une translocation est souvent proposée en plus, en partant du principe qu'il vaut mieux tenter même si ça ne fonctionne pas plutôt que de détruire des individus. Ce travail de thèse est donc important pour améliorer une pratique qui est déjà largement répandue.

Bibliographie

Abeli, T., M. D'Agostino, S. Orsenigo, F. Bartolucci, R. Accogli, G. Albani Rocchetti, C. Alessandrelli, A. Amadori, F. Amato, C. Angiolini, S. Assini, G. Bacchetta, E. Banfi, I. Bonini, A. Bonito, M. L. Borettini, L. Brancaleoni, G. Brusa, F. Buldrini, F. Carruggio, A. Carta, P. Castagnini, B. E. L. Cerabolini, R. M. Ceriani, G. Ciaschetti, S. Citterio, U. Clementi, D. Cogoni, A. Congiu, F. Conti, M. F. Crescente, R. Crosti, A. Cuena, M. D'Antraccoli, D. Dallai, R. De Andreis, A. Deidda, C. Dessì, M. De Vitis, V. Di Cecco, M. Di Cecco, A. Di Giustino, L. Di Martino, G. Di Noto, G. Domina, G. Fabrini, E. Farris, R. Fiorentin, B. Foggi, L. Forte, G. Galasso, G. Garfì, C. Gentile, R. Gentili, A. Geraci, R. Gerdol, G. Gheza, G. Giusso del Galdo, L. Gratani, G. La Placa, M. Landi, T. Loi, A. Luzzaro, M. Alfredo, C. Magnani, S. Magrini, F. Mantino, M. G. Mariotti, V. Martinelli, S. Mastrullo, P. Medagli, L. Minuto, D. Nonis, M. E. Palumbo, L. Paoli, S. Pasta, L. Peruzzi, S. Pierce, M. S. Pinna, F. Rainini, S. Ravera, G. Rossi, N. Sanna, C. Santini, S. Sau, A. Schettino, R. Schicchi, S. Sciandrello, E. Sgarbi, A. S. Gristina, A. Troia, L. Varone, M. Villa, E. Zappa & G. Fenu 2021 « IDPlanT: the Italian database of plant translocation », *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* : 1-4. doi : 10.1080/11263504.2021.1985004.

Abeli, T., S. Dalrymple, S. Godefroid, A. Mondoni, J. V. Müller, G. Rossi & S. Orsenigo 2020 « Ex situ collections and their potential for the restoration of extinct plants », *Conservation Biology* 34.2 : 303-313. doi : 10.1111/cobi.13391.

Abeli, T. & K. Dixon 2016 « Translocation ecology: the role of ecological sciences in plant translocation », *Plant Ecology* 217.2 : 123-125. doi : 10.1007/s11258-016-0575-z.

Abeli, T., G. Rossi, S. Orsenigo, S. E. Dalrymple & S. Godefroid 2022 « On farm plant reintroduction: A decision framework for plant conservation translocation in EU agro-ecosystems », *Journal for Nature Conservation* 65. doi : 10.1016/j.jnc.2021.126113.

Adamski, D. J., T. J. Chambers, M. D. E. Akamine & K. Kawelo 2020 « Reintroduction approaches and challenges for *Cyanea superba* (Cham.) A. Gray subsp. *superba* », *Journal for Nature Conservation* 57.October 2019 : 125873. doi : 10.1016/j.jnc.2020.125873.

Albrecht, M. A., E. O. Guerrant, J. Maschinski & K. L. Kennedy 2011 « A long-term view of rare plant reintroduction », *Biological Conservation* 144.11 : 2557-2558. doi : 10.1016/j.biocon.2011.07.021.

Albrecht, M. A. & Q. G. Long 2019 « Habitat suitability and herbivores determine reintroduction success of an endangered legume », *Plant Diversity* 41.2 : 109-117. doi : 10.1016/j.pld.2018.09.004.

Albrecht, M. A. & J. Maschinski 2012 « Influence of founder population size, propagule stages, and life history on the survival of reintroduced plant populations », in *Plant Reintroduction in a Changing Climate*, Washington, DC : Island Press/Center for Resource Economics : 171-188. doi : 10.5822/978-1-61091-183-2_10.

Albrecht, M. A., O. L. Osazuwa-Peters, J. Maschinski, T. J. Bell, M. L. Bowles, W. E. Brumback, J. Duquesnel, M. Kunz, J. Lange, K. A. McCue, A. K. McEachern, S. Murray, P. Olwell, N. B. Pavlovic, C. L. Peterson, J. Possley, J. L. Randall & S. J. Wright 2019 « Effects of life history and reproduction on recruitment time lags in reintroductions of rare plants », *Conservation Biology* 33.3 : 601-611. doi : 10.1111/cobi.13255.

Amiet, F., A. Müller & C. Praz 2017 *Fauna Helvetica Apidae 1,*.

Andrello, M., C. Devaux, F. Quétier & I. Till–Bottraud 2018 « Paying for conservation: A bioeconomic analysis of the effects of land management options on the viability of an endangered species, *Eryngium alpinum* », *Journal of Applied Ecology* 55.4 : 1940-1950. doi : 10.1111/1365-2664.13112.

Ardestani, E. G., M. Tarkesh, M. Bassiri & M. R. Vahabi 2015 « Potential habitat modeling for reintroduction of three native plant species in central Iran », *Journal of Arid Land* 7.3 : 381-390. doi : 10.1007/s40333-014-0050-4.

Armstrong, D. P. & P. J. Seddon 2008 « Directions in reintroduction biology », *Trends in Ecology and Evolution* 23.1 : 20-25. doi : 10.1016/j.tree.2007.10.003.

Atkinson, S. F., S. Bhatia, F. A. Schoolmaster & W. T. Waller 2000 « Treatment of biodiversity impacts in a sample of US environmental impact statements », *Impact Assessment and Project Appraisal* 18.4 : 271-282. doi : 10.3152/147154600781767349.

Augros, S., J. Paillusseau & D. Hoareau 2018 « Transplantation de deux populations d'orchidées de la sous-tribu des Angraecinae dans l'Est de l'Île de La Réunion (France), *Jumellea recta* (Thouars) Schlechter et *Aeranthes arachnitis* (Thouars) Lindley : retours d'expérience, lignes de conduite et intérêt pour la conservation des orchidées épiphytiques en milieu tropical », *Plume de Naturalistes* 2 : 51-60.

Azam, C., G. Gigot, I. Witte & B. Schatz 2016 « National and subnational Red Lists in European and Mediterranean countries: current state and use for conservation », *Endangered Species Research* 30.1 : 255-266. doi : 10.3354/esr00740.

Bacon, L., H. Yves & R. Alexandre 2017 « Evidence of Reproductive Senescence of Released Individuals in a Reinforced Bird Populatio », *Biological conservation* 215 : 288-295. doi : 10.1016/j.biocon.2017.08.023.

Baguette, M., J. A. M. Bertrand, V. M. Stevens & B. Schatz 2020 « Why are there so many bee-orchid species? Adaptive radiation by intra-specific competition for mnesic pollinators », *Biological Reviews* 95.6 : 1630-1663. doi : 10.1111/brv.12633.

Balmford, A. & W. Bond 2005 « Trends in the state of nature and their implications for human well-being », *Ecology Letters* 8.11 : 1218-1234. doi : 10.1111/j.1461-0248.2005.00814.x.

Basey, A. C., J. B. Fant & A. T. Kramer 2015 « Producing native plant materials for restoration: 10 rules to collect and maintain genetic diversity », *Native Plants Journal* 16.1 : 37-53. doi : 10.3368/npj.16.1.37.

Bates, D., M. Mächler, B. Bolker & S. Walker 2015 « Fitting linear mixed-effects models using lme4 », *Journal of Statistical Software* 67.1. doi : 10.18637/jss.v067.i01.

BBOP 2012 *Standard on biodiversity offsets*, Washington D.C. : Business and Biodiversity Offsets Programme.

Becker, R. A., A. R. Wilks, R. Brownrigg & T. P. Minka 2013 « maps: Draw Geographical Maps », *R package version 2.3-6*. [En ligne] : http://cran.r-project.org/package=maps.

Beissinger, S. R. & D. R. McCullough 2002 *Population viability analysis*,.

Bell, S. 2019 « Translocation 'success' is all about detection: experiences with two threatened orchids from the Hunter Valley of NSW », *Australasian Plant Conservation* 28.1 : 27-31.

Berec, L., E. Angulo & F. Courchamp 2007 « Multiple Allee effects and population management », *Trends in Ecology and Evolution* 22.4 : 185-191. doi : 10.1016/j.tree.2006.12.002.

Berger-Tal, O., D. T. Blumstein & R. R. Swaisgood 2020 « Conservation translocations: a review of common difficulties and promising directions », *Animal Conservation* 23.2 : 121-131. doi : 10.1111/acv.12534.

Bertelsmeier, C., S. Ollier, A. Liebhold & L. Keller 2017 « Recent Human History Governs Global Ant Invasion Dynamics », *Nature Ecology & Evolution* 1.7 : 0184. doi : 10.1038/s41559-017-0184.

Betz, C., M. Scheuerer & C. Reisch 2013 « Population reinforcement - A glimmer of hope for the conservation of the highly endangered spring pasque flower (*Pulsatilla vernalis*) », *Biological Conservation* 168 : 161-167. doi : 10.1016/j.biocon.2013.10.004.

Bialic-Murphy, L., T. M. Knight, K. Kawelo & O. G. Gaoue 2022 « The disconnect between short- and long-term population projections for plant reintroductions », *Frontiers in Conservation Science* 2. doi : 10.3389/fcosc.2021.814863.

Bigard, C. 2018 *Eviter-Réduire-Compenser : d'un idéal conceptuel aux défis de mise en œuvre : une analyse pluridisciplinaire et multi-échelle*, Université de Montpellier. doi : tel-01845335.

Bigard, C. & M. Leroy 2020 « Appréhender la séquence Éviter-Réduire-Compenser dès la planification de l'aménagement : du changement d'échelle à sa mise en œuvre dans les territoires », *Sciences Eaux & Territoires* Numéro 31.1 : 12-17. doi : 10.3917/set.031.0012.

Bigard, C., S. Pioch & J. D. Thompson 2017 « The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment: Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion », *Journal of Environmental Management* 200.200 : 35-45. doi : 10.1016/j.jenvman.2017.05.057.

Bigard, C., B. Regnery, S. Pioch & J. D. Thompson 2020 « De la théorie à la pratique de la séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC) : éviter ou légitimer la perte de biodiversité ? », *Développement durable et territoires* 11.Vol. 11, n°2 : 0-20. doi : 10.4000/developpementdurable.17488.

Blondel, J., J. Aronson, J.-Y. Bodiou & G. Boeuf 2010 *The Mediterranean region: Biological diversity in space and time*, Oxford University Press.

Boileau, J., C. Calvet, S. Pioch & S. Moulherat 2022 « Ecological equivalence assessment: The potential of genetic tools, remote sensing and metapopulation models to better apply the mitigation hierarchy », *Journal of Environmental Management* 305.August 2021 : 114415. doi : 10.1016/j.jenvman.2021.114415.

Bonfond, S. 2018 « BA126 "Capitaine Préziosi" Ventiseri-Solenzara *https://sergebonfond.be/index.php/app/la-base-aerienne-126-ventiseri-solenzara* Accessed on 2021-9-13 », *https://sergebonfond.be/index.php/app/la-base-aerienne-126-ventiseri-solenzara*.

Bonn, A. & K. J. Gaston 2005 « Capturing biodiversity: Selecting priority areas for conservation using different criteria », *Biodiversity and Conservation* 14.5 : 1083-1100. doi : 10.1007/s10531-004-8410-6.

Bontrager, M., K. Webster, M. Elvin & I. M. Parker 2014 « The effects of habitat and competitive/facilitative interactions on reintroduction success of the endangered wetland herb, *Arenaria paludicola* », *Plant Ecology* 215.4 : 467-478. doi : 10.1007/s11258-014-0317-z.

Bottin, L., S. Le Cadre, A. Quilichini, P. Bardin, J. Moret & N. Machon 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. doi : 10.2980/1195-6860(2007)14[410:RTIEPA]2.0.CO;2.

Bournérias, M. & D. Prat 2005 *Les Orchidées de France, Belgique et Luxembourg*, Mèze, France.

Bradley, H. S., S. Tomlinson, M. D. Craig, A. T. Cross & P. W. Bateman 2020 « Mitigation translocation as a management tool », *Conservation Biology* : 1-31. doi : 10.1111/cobi.13667.

Brancaleoni, L., R. Gerdol, T. Abeli, A. Corli, G. Rossi & S. Orsenigo 2018 « Nursery pre-treatment positively affects reintroduced plant performance via plant pre-conditioning, but not via maternal effects », *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 28.January : 641-650. doi : 10.1002/aqc.2888.

Brichieri-Colombi, T. A. & A. Moehrenschlager 2016 « Alignment of threat, effort, and perceived success in North American conservation translocations », *Conservation Biology* 30.6 : 1159-1172. doi : 10.1111/cobi.12743.This.

Brigham, C. A. & M. W. Schwartz 2003 *Population viability in plants. Conservation, management, and modeling of rare plants*, Springer.

Brooker, R. W., M. J. Brewer, A. J. Britton, A. Eastwood, C. Ellis, A. Gimona, L. Poggio & D. R. Genney 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. doi : 10.1111/1365-2664.13008.

Bubac, C. M., A. C. Johnson, J. A. Fox & C. I. Cullingham 2019 « Conservation translocations and post-release monitoring: Identifying trends in failures, biases, and challenges from around the world », *Biological Conservation* 238. doi : 10.1016/j.biocon.2019.108239.

Bucharova, A. 2017 « Assisted migration within species range ignores biotic interactions and lacks evidence », *Restoration Ecology* 25.1 : 14-18. doi : 10.1111/rec.12457.

Bull, J. W., A. Gordon, J. E. M. Watson & M. Maron 2016 « Seeking convergence on the key concepts in 'no net loss' policy », *Journal of Applied Ecology* 53.6 : 1686-1693. doi : 10.1111/1365-2664.12726.

Bull, J. W., L. J. Sonter, A. Gordon, M. Maron, D. Narain, A. E. Reside, L. E. Sánchez, N. Shumway, A. Hase & F. Quétier 2022 « Quantifying the "avoided" biodiversity impacts associated with economic development », *Frontiers in Ecology and the Environment* : 1-9. doi : 10.1002/fee.2496.

Butt, N., A. L. M. Chauvenet, V. M. Adams, M. Beger, R. V. Gallagher, D. F. Shanahan, M. Ward, J. E. M. Watson & H. P. Possingham 2021 « Importance of species translocations under rapid climate change », *Conservation Biology* 35.3 : 775-783. doi : 10.1111/cobi.13643.

Cañadas, E. M., G. Fenu, J. Peñas, J. Lorite, E. Mattana & G. Bacchetta 2014 « Hotspots within hotspots: Endemic plant richness, environmental drivers, and implications for conservation », *Biological Conservation* 170 : 282-291. doi : 10.1016/j.biocon.2013.12.007.

Carruthers, J., L. Robin, J. P. Hattingh, C. A. Kull, H. Rangan & B. W. van Wilgen 2011 « A Native at Home and Abroad: The History, Politics, Ethics and Aesthetics of Acacias: A Native at Home and Abroad », *Diversity and Distributions* 17.5 : 810-821. doi : 10.1111/j.1472-4642.2011.00779.x.

Castroviejo, S. 2020 *Flora ibérica : plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*, Madrid : CSIC, Consejo Superior de Investigaciones Científicas. [En ligne] : http://digital.casalini.it/9788400106966.

Ceballos, G., P. R. Ehrlich & R. Dirzo 2017 « Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines », *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114.30 : E6089-E6096. doi : 10.1073/PNAS.1704949114.

Celse, J., A. Catard, S. Caron, J.-M. Ballouard, S. Gagno, N. Jardé, M. Cheylan, G. Astruc, V. Croquet, V. Bosc & F. Petenian 2014 *Guide de gestion des populations et des habitats de la Tortue d'Hermann*,.

Cerdà, A. 2007 « Soil Water Erosion on Road Embankments in Eastern Spain », *Science of The Total Environment* 378.1-2 : 151-155. doi : 10.1016/j.scitotenv.2007.01.041.

Cerema 2017 « Catégorisation urbaine des communes ». [En ligne] : https://en.populationdata.net/maps/france-urbanization-communes-2017/.

— 2018 *Théma - Evaluation environnementale. Guide d'aide à la définition des mesures ERC*, Paris, France : Conseil Général du Développement Durable, MTE.

Chauvenet, A. L. M., J. G. Ewen, D. P. Armstrong, T. M. Blackburn & N. Pettorelli 2013 « Maximizing the success of assisted colonizations », *Animal Conservation* 16.2 : 161-169. doi : 10.1111/j.1469-1795.2012.00589.x.

Chiu, Y., Y. Yang & C. Morse 2022 « Quantifying carbon footprint for ecological river restoration », *Environment, Development and Sustainability* 24.1 : 952-970. doi : 10.1007/s10668-021-01477-y.

Clanché, F. & O. Rascol 2011 *Le découpage en unités urbaines de 2010*,.

Clare, S., N. Krogman, L. Foote & N. Lemphers 2011 « Where is the avoidance in the implementation of wetland law and policy? », *Wetlands Ecology and Management* 19.2 : 165-182. doi : 10.1007/s11273-011-9209-3.

Clark, T. W. & R. Westrum 1989 « High-performance teams in wildlife conservation a species reintroduction and recovery example », *Environmental Management* 13.6 : 663-670.

Coates, D. J. & K. A. Atkins 2001 « Priority setting and the conservation of Western Australia », *Biological conservation* 97 : 251-263.

Cogoni, D., G. Fenu & G. Bacchetta 2013 « Effects of timing of emergence and microhabitat conditions on the seedling performance of a coastal Mediterranean plant », *Ecoscience* 20.2 : 131-136. doi : 10.2980/20-2-3583.

Colas, B., F. Kirchner, M. Riba, I. Olivieri, A. Mignot, E. Imbert, C. Beltrame, D. Carbonell & H. Fréville 2008 « Restoration demography: A 10-year demographic comparison between introduced and natural populations of endemic *Centaurea corymbosa* (Asteraceae) », *Journal of Applied Ecology* 45.5 : 1468-1476. doi : 10.1111/j.1365-2664.2008.01536.x.

Colas, B., I. Olivieri & M. Riba 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 of the United States of America* 94.7 : 3471-3476. doi : 10.1073/pnas.94.7.3471.

Collins, C. M. & A. J. Mitchell 1996 « Fish stocking in recreational ponds », *Aquaculture magazine* : 74-76.

Commander, L. E., D. J. Coates, L. Broadhurst, C. A. Offord, B. Markinson & M. Matthes 2018 *Guidelines for the translocation of threatened plants in Australia,*.

Cook, C. N. & C. M. Sgrò 2019 « Conservation practitioners' understanding of how to manage evolutionary processes », *Conservation Biology* 33.5 : 993-1001. doi : 10.1111/cobi.13306.

Corlett, R. T. 2016 « Restoration, reintroduction, and rewilding in a changing world », *Trends in Ecology and Evolution* 31.6 : 453-462. doi : 10.1016/j.tree.2016.02.017.

Cornelis, J., T. Parkin & P. W. Bateman 2021 « Killing them softly: A review on snake translocation and an Australian case study », *Herpetological Journal* 31.3 : 118-131. doi : 10.33256/31.3.118131.

Couillard, L. 2007 *Les espèces floristiques menacées ou vulnérables : guide pour l'analyse et l'autorisation de projets en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement*, Québec : gouvernement du Québec, ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs.

Crow, T. M., C. A. Buerkle, D. E. Runcie & K. M. Hufford 2021 « Implications of genetic heterogeneity for plant translocation during ecological restoration », *Ecology and Evolution* 11.3 : 1100-1110. doi : 10.1002/ece3.6978.

Dalrymple, S. E., E. Banks, G. B. Stewart & A. S. Pullin 2012 « A meta-analysis of threatened plant reintroductions from across the Globe », in *Plant Reintroduction in a Changing Climate*, Washington, DC : Island Press/Center for Resource Economics : 31-50. doi : 10.5822/978-1-61091-183-2_3.

Dalrymple, S. E., S. Godefroid, S. Orsenigo & T. Abeli 2020 « Frankenstein's work or everyday conservation? How reintroductions are informing the de-extinction debate », *Journal for Nature Conservation* 56.20 : 125870. doi : 10.1016/j.jnc.2020.125870.

Dalrymple, S. E., R. Winder & E. M. Campbell 2021 « Exploring the potential for plant translocations to adapt to a warming world », *Journal of Ecology* 109.6 : 2264-2270. doi : 10.1111/1365-2745.13715.

Daru, B. H., T. J. Davies, C. G. Willis, E. K. Meineke, A. Ronk, M. Zobel, M. Pärtel, A. Antonelli & C. C. Davis 2021 « Widespread homogenization of plant communities in the Anthropocene », *Nature Communications* 12.1. doi : 10.1038/s41467-021-27186-8.

Davies, C. E., D. Moss & M. O. Hill 2004 *Eunis habitat classification revised*, European Environment Agency.

De Luis, J. Raventós, T. Wiegand & J. Carlos González-Hidalgo 2008a « Temporal and spatial differentiation in seedling emergence may promote species coexistence in Mediterranean fire-prone ecosystems », *Ecography* 31.5 : 620-629. doi : 10.1111/j.0906-7590.2008.05433.x.

De Luis, M. Verdú & J. Raventós 2008b « Early to rise makes a plant healthy, wealthy, and wise », *Ecology* 89.11 : 3061-3071. doi : 10.1890/07-1828.1.

Delage, A. & L. Hugot 2015 *Liste Rouge régionale de la flore vasculaire de Corse*, Corte : Conservatoire Botanique National de Corse, Office de l'environnement de la Corse.

— 2019 *Contribution à la connaissance de la flore et des végétations sur les terrains de la base aérienne 126-Capitaine Preziosi Vintisari-Sulinzara*, CBNC.

Delforge, P. 2016 *Orchidées d'Europe, d'Afrique du Nord et du Proche-Orient*, Neuchâtel-Paris, Switzerland.

DeMauro, M. M. 1993 « Relationship of breeding system to rarity in the lakeside daisy (*Hymenoxys acaulis* var. *glabra*) », *Conservation Biology* 7.3 : 542-550.

Devey, D. S., R. M. Bateman, M. F. Fay & J. A. Hawkins 2008 « Friends or relatives? Phylogenetics and species delimitation in the controversial European orchid genus *Ophrys* », *Annals of Botany* 101.3 : 385-402. doi : 10.1093/aob/mcm299.

Diallo, M. 2022 *Pertinence de la pratique des translocations végétales pour la conservation : une approche interdisciplinaire*, Université Paris-Saclay.

Diallo, M., S. Ollier, A. Mayeur, J. Fernández-Manjarrés, A. García-Fernández, J. M. Iriondo, A. Vaissière & B. Colas 2021 « Plant translocations in Europe and the Mediterranean: Geographical and climatic directions and distances from source to host sites », *Journal of Ecology* 109.6 : 2296-2308. doi : 10.1111/1365-2745.13609.

Dillon, R., L. Monks & D. Coates 2018 « Establishment success and persistence of threatened plant translocations in south west Western Australia: An experimental approach », *Australian Journal of Botany* 66.4 : 338-346. doi : 10.1071/BT17187.

Dirzo, R., H. S. Young, M. Galetti, G. Ceballos, N. J. B. Isaac & B. Collen 2014 « Defaunation in the Anthropocene », *Science* 345.6195 : 401-406. doi : 10.1126/science.1251817.

Downing, J. L., H. Liu, S. Shao, X. Wang, M. McCormick, R. Deng & J. Gao 2017 « Contrasting changes in biotic interactions of orchid populations subject to conservation introduction vs. conventional translocation in tropical China », *Biological Conservation* 212.June : 29-38. doi : 10.1016/j.biocon.2017.05.021.

Doxa, A., C. H. Albert, A. Leriche & A. Saatkamp 2017 « Prioritizing conservation areas for coastal plant diversity under increasing urbanization », *Journal of Environmental Management* 201 : 425-434. doi : 10.1016/j.jenvman.2017.06.021.

Doyle, C. A., B. J. Pellow, S. A. J. Bell, D. M. Reynolds, J. L. Silcock, L. E. Commander & M. K. J. Ooi 2022 « Threatened plant translocation for mitigation: Improving data accessibility using existing legislative frameworks. An Australian case study », *Frontiers in Conservation Science* 2. doi : 10.3389/fcosc.2021.789448.

Doyle, C. A., B. J. Pellow, R. A. Rapmund & M. K. J. Ooi 2021 « Preparing threatened plants for translocation: Does home soil addition and nutrient loading improve growth and flowering? », *Plant Ecology* 222.7 : 829-842. doi : 10.1007/s11258-021-01146-0.

Draper, D., I. Marques & J. M. Iriondo 2016 « Acquiring baseline information for successful plant translocations when there is no time to lose: the case of the neglected critically endangered *Narcissus cavanillesii* (Amaryllidaceae) », *Plant Ecology* 217.2 : 193-206. doi : 10.1007/s11258-015-0524-2.

Draper, D., I. Marques & J. M. Iriondo 2019 « Species distribution models with field validation, a key approach for successful selection of receptor sites in conservation translocations », *Global Ecology and Conservation* 19. doi : 10.1016/j.gecco.2019.e00653.

Drayton, B. & R. B. Primack 2012 « Success rates for reintroductions of eight perennial plant species after 15 years », *Restoration Ecology* 20.3 : 299-303. doi : 10.1111/j.1526-100X.2011.00860.x.

Duchenne, F., E. Thébault, D. Michez, M. Elias, M. Drake, M. Persson, J.-S. Piot, M. Pollet, P. Vanormelingen & C. Fontaine 2020 « Phenological shifts alter the seasonal structure of pollinator assemblages in Europe », *Nature Ecology and Evolution* 4.1 : 115-121. doi : 10.1038/s41559-019-1062-4.

Dunwiddie, P. W. & R. A. Martin 2016 « Microsites matter: improving the success of rare species reintroductions », *PLoS ONE* 11.3 : 1-17. doi : 10.1371/journal.pone.0150417.

Duputié, A., A. Rutschmann, O. Ronce & I. Chuine 2015 « Phenological plasticity will not help all species adapt to climate change », *Global Change Biology* 21.8 : 3062-3073. doi : 10.1111/gcb.12914.

Dutoit, T., C. Calvet, R. Jaunatre, J.-F. Alignan, A. Wolff, F. Sauguet, A. Bulot, É. Buisson, J.-F. Debras, E. Provost & C. Napoléone 2015 *L'ingénierie écologique pour les services d'approvisionnement et socio-culturels*,.

Edmands, S. 1999 « Heterosis and outbreeding depression in interpopulation crosses spanning a wide range of divergence », *Evolution* 6 : 1757-1768.

Eichenberg, D., D. E. Bowler, A. Bonn, H. Bruelheide, V. Grescho, D. Harter, U. Jandt, R. May, M. Winter & F. Jansen 2021 « Widespread decline in Central European plant diversity across six decades », *Global Change Biology* 27.5 : 1097-1110. doi : 10.1111/gcb.15447.

El Mokni, R. & G. Domina 2019 « Taxonomic and distributive notes on *Serapias lingua* subsp. *tunetana* (Orchidaceae), a rare endemic to Tunisia », *Collectanea Botanica* 38. doi : 10.3989/collectbot.2019.v38.005.

Enßlin, A., T. M. Sandner & D. Matthies 2011 « Consequences of ex situ cultivation of plants: Genetic diversity, fitness and adaptation of the monocarpic *Cynoglossum officinale* L. in botanic gardens », *Biological Conservation* 144.1 : 272-278. doi : 10.1016/j.biocon.2010.09.001.

Fadda, S., B. Blanchard & A. Bernacchi 2019 « Déplacement de la diane et de ses plantes hôtes lors du projet de renforcement des digues du Rhône », *Techniques Sciences Méthodes* 10 : 47-54. doi : 10.1051/tsm/201910047.

Fahselt, D. 2007 « Is transplanting an effective means of preserving vegetation? », *Canadian Journal of Botany* 85.10 : 1007-1017. doi : 10.1139/B07-087.

Fenouillas, P., C. Ah-Peng, E. Amy, I. Bracco, S. Dafreville, M. Gosset, F. Ingrassia, C. Lavergne, B. Lequette, J. C. Notter, J. M. Pausé, G. Payet, N. Payet, F. Picot, N. Poungavanon, D. Strasberg, H. Thomas, J. Triolo, V. Turquet & M. Rouget 2021 « Quantifying invasion degree by alien plants species in Reunion Island », *Austral Ecology* 46.7 : 1025-1037. doi : 10.1111/aec.13048.

Fenu, G., G. Bacchetta, S. C. Charalambos, C. Fournaraki, G. P. Giusso del Galdo, P. Gotsiou, A. Kyratzis, C. Piazza, M. Vicens, M. S. Pinna & B. de Montmollin 2019 « An early evaluation of translocation actions for endangered plant species on Mediterranean islands », *Plant Diversity* 41.2 : 94-104. doi : 10.1016/j.pld.2019.03.001.

Fenu, G., G. Bacchetta, C. S. Christodoulou, D. Cogoni, C. Fournaraki, G. del G. Gian Pietro, P. Gotsiou, A. Kyratzis, C. Piazza, M. Vicens & B. de Montmollin 2020 « A common approach to the conservation of threatened island vascular plants: first results in the Mediterranean basin », *Diversity* 12.4 : 157. doi : 10.3390/d12040157.

Fenu, G., D. Cogoni & G. Bacchetta 2016 « The role of fencing in the success of threatened plant species translocation », *Plant Ecology* 217.2 : 207-217. doi : 10.1007/s11258-015-0517-1.

Fenu, G., E. Mattana, A. Congiu & G. Bacchetta 2010 « The endemic vascular flora of Supramontes (Sardinia), a priority plant conservation area », *Candollea* 65.2 : 347-358. doi : 10.15553/c2010v652a10.

Ferrarini, A., A. Selvaggi, T. Abeli, J. M. Alatalo, S. Orsenigo, R. Gentili & G. Rossi 2016 « Planning for assisted colonization of plants in a warming world », *Scientific Reports* 6.1 : 28542. doi : 10.1038/srep28542.

Fick, S. E. & R. J. Hijmans 2017 « WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas », *International Journal of Climatology* 37.12 : 4302-4315. doi : 10.1002/joc.5086.

Filbee-Dexter, K. & A. Smajdor 2019 « Ethics of assisted evolution in marine conservation », *Frontiers in Marine Science* 6.JAN : 1-6. doi : 10.3389/fmars.2019.00020.

Fischer, J. & D. B. Lindenmayer 2000 « An assessment of the published results of animal relocations », *Biological Conservation* 96.1 : 1-11. doi : 10.1016/S0006-3207(00)00048-3.

Fišer, Ž., G. Aronne, T. Aavik, M. Akin, P. Alizoti, F. Aravanopoulos, G. Bacchetta, M. Balant, D. Ballian, O. Barazani, A. F. Bellia, N. Bernhardt, M. Bou Dagher Kharrat, A. Bugeja Douglas, M. Burkart, D. Ćalić, A. Carapeto, T. Carlsen, S. Castro, G. Colling, J. Cursach, S. Cvetanoska, C. Cvetkoska, R. Ćušterevska, L. Daco, K. Danova, A. Dervishi, G. Djukanović, S. Dragićević, A. Ensslin, M. Evju, G. Fenu, A. Francisco, P. P. Gallego, M. Galloni, A. Ganea, B. Gemeinholzer, P. Glasnović, S. Godefroid, M. Goul Thomsen, M. Halassy, A. Helm, M. Hyvärinen, J. Joshi, A. Kazić, M. Kiehn, M. Klisz, A. Kool, M. Koprowski, A. Kövendi-Jakó, K. Kříž, M. Kropf, T. Kull, S. Lanfranco, P. Lazarević, M. Lazarević, M. Lebel Vine, L. Liepina, J. Loureiro, D. Lukminė, N. Machon, C. Meade, D. Metzing, Đ. Milanović, L. Navarro, S. Orlović, B. Panis, H. Pankova, T. Parpan, O. Pašek, D. Peci, T. Petanidou, K. Plenk, R. Puchałka, I. Radosavljević, H. Rankou, V. Rašomavičius, G. Romanciuc, A. Ruotsalainen, N. Šajna, T. Salaj, C. Sánchez-Romero, M. Sarginci, D. Schäfer, O. Seberg, S. Sharrock, J. Šibík, M. Šibíková, O. Skarpaas, M. Stanković Neđić, S. Stojnic, B. Surina, K. Szitár, A. Teofilovski, R. Thoroddsen, I. Tsvetkov, D. Uogintas, K. Van Meerbeek, N. van Rooijen, L. Vassiliou, R. Verbylaitė, P. Vergeer, P. Vít, M. Walczak, A. Widmer, J. Wiland-Szymańska, G. Zdunić & E. Zippel 2021 « ConservePlants: An integrated approach to conservation of threatened plants for the 21st Century », *Research Ideas and Outcomes* 7. doi : 10.3897/rio.7.e62810.

Flather, C. H., G. D. Hayward, S. R. Beissinger & P. A. Stephens 2011 « Minimum viable populations: Is there a “magic number” for conservation practitioners? », *Trends in Ecology and Evolution* 26.6 : 307-316. doi : 10.1016/j.tree.2011.03.001.

FNE 2018 *Eviter les impacts sur l’environnement*, France Nature Environnement Languedoc Roussillon.

Fox, J. 2003 « Effect Displays in *R* for Generalised Linear Models », *Journal of Statistical Software* 8.15. doi : 10.18637/jss.v008.i15.

Frankham, R., J. D. Ballou & D. A. Briscoe 2010 *Introduction to conservation genetics*, Cambridge : Cambridge University Press. doi : 10.1017/CBO9780511809002.

Gallet, S., R. Jaunatre, B. Regnery, J.-F. Alignan, A. Heckenroth, I. Muller, I. Bernez, I. Combroux, T. Glasser, S. Jund, S. Lelièvre, S. Malaval, S. Moussard, M.-P. Vécrin-Stablo & E. Buisson 2017 « L’écologie de la restauration en France. Dynamique actuelle et rôle d’un réseau multi-acteurs, REVER », *Naturae* 7 : 1-11.

Gamisans, J. & D. Jeanmonod 1995 « La flore de Corse : bilan des connaissances, intérêt patrimonial et état de conservation », *Ecologia mediterranea* 21.1 : 135-148. doi : 10.3406/ecmed.1995.1761.

García-Ruiz, J. M., T. Lasanta, E. Nadal-Romero, N. Lana-Renault & B. Álvarez-Farizo 2020 « Rewilding and restoring cultural landscapes in Mediterranean mountains: Opportunities and challenges », *Land Use Policy* 99. doi : 10.1016/j.landusepol.2020.104850.

Gardner, T. A., A. Von Hase, S. Brownlie, J. M. Ekstrom, J. D. Pilgrim, C. E. Savy, R. T. T. Stephens, J. Treweek, G. T. Ussher, G. Ward & K. Ten Kate 2013 « Biodiversity offsets and the challenge of achieving No Net Loss », *Conservation Biology* 27.6 : 1254-1264. doi : 10.1111/cobi.12118.

Gargominy, O., S. Tercerie, C. Régnier, T. Ramage, P. Dupont, P. Daszkiewicz & L. Poncet 2021 *TAXREF v14, référentiel taxonomique pour la France : méthodologie, mise en oeuvre et diffusion*, Paris, France : UMS PatriNat (OFB-CNRS-MNHN).

Gauthier, P., V. Pons, A. Fisogni, V. Murru, R. Berjano, S. Dessena, A. Maccioni, C. Chelo, N. de Manincor, A. Doncieux, G. Papuga & J. D. Thompson 2019 « Assessing vulnerability of listed Mediterranean plants based on population monitoring », *Journal for Nature Conservation* 52.October : 125758. doi : 10.1016/j.jnc.2019.125758.

GBIF Secretariat 2021 « Helianthemum marifolium *(L.) Mill.* », *GBIF Backbone Taxonomy*. [En ligne] : gbif.org.

Germano, J. M., K. J. Field, R. A. Griffiths, S. Clulow, J. Foster, G. Harding & R. R. Swaisgood 2015 « Mitigation-driven translocations: Are we moving wildlife in the right direction? », *Frontiers in Ecology and the Environment* 13.2 : 100-105. doi : 10.1890/140137.

Giannini, G. 2019 « Historique de la base aérienne 126 de Ventiseri-Solenzara *http://ba126.fr/* Accessed on:2021-9-13 », *http://ba126.fr/*.

GIBOP 2018 « Global inventory of biodiversity offset policies (GIBOP) », *International Union for Conservation of Nature, The Biodiversity Consultancy, Durrell Institute of Conservation & Ecology*. [En ligne] : https://portals.iucn.org/offsetpolicy/.

Godefroid, S., S. Le Pajolec & F. Van Rossum 2016 « Pre-translocation considerations in rare plant reintroductions: Implications for designing protocols », *Plant Ecology* 217.2 : 169-182. doi : 10.1007/s11258-015-0526-0.

Godefroid, S., C. Piazza, G. Rossi, S. Buord, A. D. Stevens, R. Aguraiuja, C. Cowell, C. W. Weekley, G. Vogg, J. M. Iriondo, I. Johnson, B. Dixon, D. Gordon, S. Magnanon, B. Valentin, K. Bjureke, R. Koopman, M. Vicens, M. Virevaire & T. Vanderborght 2011 « How successful are plant species reintroductions? », *Biological Conservation* 144.2 : 672-682. doi : 10.1016/j.biocon.2010.10.003.

Godefroid, S. & T. Vanderborght 2011 « Plant reintroductions: The need for a global database », *Biodiversity and Conservation* 20.14 : 3683-3688. doi : 10.1007/s10531-011-0120-2.

Grassein, F., S. Lavorel & I. Till-Bottraud 2014 « The importance of biotic interactions and local adaptation for plant response to environmental changes: Field evidence along an elevational gradient », *Global Change Biology* 20.5 : 1452-1460. doi : 10.1111/gcb.12445.

Griffith, B., J. M. Scott, J. W. Carpenter & C. Reed 1989 « Translocation as a species conservation tool: Status and strategy », *Science* 245.4917 : 477-480. doi : 10.1126/science.245.4917.477.

Griffiths, C. J., C. G. Jones, D. M. Hansen, M. Puttoo, R. V. Tatayah, C. B. Müller & S. Harris 2010 « The use of extant non-indigenous tortoises as a restoration tool to replace extinct ecosystem engineers », *Restoration Ecology* 18.1 : 1-7. doi : 10.1111/j.1526-100X.2009.00612.x.

Guerrant, E. O. & T. N. Kaye 2007 « Reintroduction of rare and endangered plants: Common factors, questions and approaches », *Australian Journal of Botany* 55.3 : 362-370. doi : 10.1071/BT06033.

Guyot, I. & M. Muracciole 1995 « Inventaire et actions de conservation in situ des plantes rares ou menacées de Corse », *Ecologia mediterranea* 21.1 : 231-242. doi : 10.3406/ecmed.1995.1771.

Hajjar, R. & R. A. Kozak 2015 « Exploring public perceptions of forest adaptation strategies in Western Canada: Implications for policy-makers », *Forest Policy and Economics* 61 : 59-69. doi : 10.1016/j.forpol.2015.08.004.

Hällfors, M. H., E. M. Vaara, M. Hyvärinen, M. Oksanen, L. E. Schulman, H. Siipi & S. Lehvävirta 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 : e102979. doi : 10.1371/journal.pone.0102979.

Hancock, N., R. V. Gallagher & R. O. Makinson 2014 *Monitoring and prioritisation of flora translocations: a survey of opinions from practitioners and researchers*, Biodiversity Hub of the NSW Office of Environment & Heritage.

Hardouin, L. A., A. Robert & M. Nevoux 2014 « Meteorological Conditions Influence Short-Term Survival and Dispersal in a Reinforced Long-Lived Bird Population. », *Journal of Applied Ecology* 51.6 : 1494-1503.

Hayes, N. & A. Morrison-Saunders 2007 « Effectiveness of environmental offsets in environmental impact assessment: Practitioner perspective from Western Australia », *Impact Assessment and Project Appraisal* 25.3 : 209-218. doi : 10.3152/146155107X227126.

Hedde, M., E. Blanchart, M. Blouin, S. Boulanger-Joimel, Y. Capowiez, T. Decaëns, P. Jouquet, G. Pérès & M. Zwicke 2017 « Impact des invertébrés sur les fonctions des sols et leurs applications dans les systèmes sol-plante », in *Les sols et la vie souterraine : des enjeux majeurs en agroécologie*, : 328.

Herranz, J. M., P. Ferrandis & J. J. Martínez-Sánchez 2000 « Influence of heat on seed germination of nine woody Cistaceae species », *International Journal of Wildland Fire* 9.3 : 173-182. doi : 10.1071/wf00014.

Hewitt, N., N. Klenk, A. L. Smith, D. R. Bazely, N. Yan, S. Wood, J. I. MacLellan, C. Lipsig-Mumme & I. Henriques 2011 « Taking stock of the assisted migration debate », *Biological Conservation* 144.11 : 2560-2572. doi : 10.1016/j.biocon.2011.04.031.

Heywood, V., K. Shaw, Y. Harvey-Brown & P. Smith 2018 *BGCI and IABG's Species Recovery Manual*, Richmond, United Kingdom.

Hothorn, T., F. Bretz & P. Westfall 2008 « Simultaneous Inference in General Parametric Models », *Biometrical Journal* 50.3 : 346-363. doi : 10.1002/bimj.200810425.

Hufbauer, R. A., M. Szűcs, E. Kasyon, C. Youngberg, M. J. Koontz, C. Richards, T. Tuff & B. A. Melbourne 2015 « Three types of rescue can avert extinction in a changing environment », *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112.33 : 10557-10562. doi : 10.1073/pnas.1504732112.

Huglo, C., C. Grenet & J. Guillemard 2021 *Eviter, réduire, compenser les impacts environnementaux,*.

Hulme, P. E. 2014 « Bridging the knowing-doing gap: Know-who, know-what, know-why, know-how and know-when », *Journal of Applied Ecology* 51.5 : 1131-1136. doi : 10.1111/1365-2664.12321.

Hutchings, M. J., K. M. Robbirt, D. L. Roberts & A. J. Davy 2018 « Vulnerability of a specialized pollination mechanism to climate change revealed by a 356-year analysis », *Botanical Journal of the Linnean Society* 186.4 : 498-509. doi : 10.1093/botlinnean/box086.

Iorio, É., F. Dusoulier, F. Soldati, F. Noël, J.-A. Guilloton, G. Doucet, P. Ponel, P. Dupont, R. Krieg-Jacquier, S. Chemin, P. Tillier & J. Touroult 2022 « Les Arthropodes terrestres dans les études d'impact : limites actuelles et propositions pour une meilleure prise en compte des enjeux de conservation », *naturae* 4 : 43-79.

IPBES 2016 *The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production*, Bonn, Germany. [En ligne] : www.ipbes.net.

— 2018 *Summary for policymakers of the regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, Bonn, Germany. [En ligne] : www.ipbes.net.

— 2019 *Global assessment report of the Intergovernmental science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, Bonn, Germany. [En ligne] : www.jameslowen.com.

IUCN/SSC 2013 *Guidelines for reintroductions and other conservation translocations*, Gland, Switzerland.

Jeanmonod, D. & J. Gamisans 2007 *Flora Corsica,*.

Jeanmonod, D., J. Gamisans & A. Schlüssel 2009 « Flora Corsica : a new field guide to the Corsican Flora », *Bocconea* 23 : 371-378.

Jeanmonod, D., Y. Naciri, A. Schlüssel & J. Gamisans 2015 « Floristic analyses of the Corsican flora: Biogeographical origin and endemism », *Candollea* 70.1 : 21-41. doi : 10.15553/c2015v701a3.

Joffard, N., F. Massol, M. Grenié, C. Montgelard & B. Schatz 2019 « Effect of pollination strategy, phylogeny and distribution on pollination niches of Euro-Mediterranean orchids », *Journal of Ecology* 107.1 : 478-490. doi : 10.1111/1365-2745.13013.

Joseph, G. 2001 « Le genre Serapias Linné 1773 », *Isatis* 1 : 16-22.

Journé, V., J. Barnagaud, C. Bernard, P. Crochet & X. Morin 2020 « Correlative Climatic Niche Models Predict Real and Virtual Species Distributions Equally Well », *Ecology* 101.1. doi : 10.1002/ecy.2912.

Julien, M., B. Colas, S. Muller & B. Schatz 2022 « Quality assessment of mitigation translocation protocols for protected plants in France », *Journal of Environmental Management* 302. doi : 10.1016/j.jenvman.2021.114064.

Julve, P. 2021 « Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France ». [En ligne] : https://www.tela-botanica.org/projets/phytosociologie.

Jusaitis, M. 2005 « Translocation trials confirm specific factors affecting the establishment of three endangered plant species », *Ecological Management and Restoration* 6.1 : 61-67. doi : 10.1111/j.1442-8903.2005.00220.x.

— 2012 « Serendipity during long-term monitoring of translocation trials », *Australasian Plant Conservation* 20.3 : 8-10.

Kaplan, Z., K. Šumberová, I. Formanová & M. Ducháček 2014 « Re-establishment of an extinct population of the endangered aquatic plant *Potamogeton coloratus* », *Aquatic Botany* 119 : 91-99. doi : 10.1016/j.aquabot.2014.08.005.

Kassambara, A., M. Kosinski & P. Biecek 2017 « *Drawing survival curves using "ggplot2"* » : 36.

Kassambara, A. & F. Mundt 2020 « factoextra: Extract and visualize the results of multivariate data analyses », *R package*. [En ligne] : https://cran.r-project.org/package=factoextra.

Kennedy 2020 « Forest plots from regression models », *R package*.

Kéry, M., D. Matthies & H. H. Spillmann 2000 « Reduced fecundity and offspring performance in small populations of the declining grassland plants *Primula veris* and *Gentiana lutea* », *Journal of Ecology* 88.1 : 17-30. doi : 10.1046/j.1365-2745.2000.00422.x.

Kier, G., H. Kreft, M. L. Tien, W. Jetz, P. L. Ibisch, C. Nowicki, J. Mutke & W. Barthlott 2009 « A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106.23 : 9322-9327. doi : 10.1073/pnas.0810306106.

Kimball, S., M. Lulow, Q. Sorenson, K. Balazs, Y. C. Fang, S. J. Davis, M. O'Connell & T. E. Huxman 2015 « Cost-effective ecological restoration », *Restoration Ecology* 23.6 : 800-810. doi : 10.1111/rec.12261.

Kirchner, F., A. Robert & B. Colas 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. doi : 10.1111/j.1365-2664.2006.01179.x.

Klein, L. & K. Arts 2022 « Public participation in decision-making on conservation translocations: the importance and limitations of a legislative framework », *Restoration Ecology* 30.1. doi : 10.1111/rec.13505.

Knight, A. T., R. M. Cowling, M. Rouget, A. Balmford, A. T. Lombard & B. M. Campbell 2008 « Knowing but not doing: Selecting priority conservation areas and the research-implementation gap », *Conservation Biology* 22.3 : 610-617. doi : 10.1111/j.1523-1739.2008.00914.x.

Kock, R. A., M. H. Woodford & P. B. Rossiter 2010 « Disease risks associated with translocation of wildlife », *nternational Office of Epizootics* 29.2 : 329-350. doi : 10.20506/rst.29.2.1980.

Kuznetsova, A., P. B. Brockhoff & R. H. B. Christensen 2017 « lmerTest package: Tests in linear mixed effects models », *Journal of Statistical Software* 82.13 : 1-26.

Lagabrielle, E., M. Rouget, K. Payet, N. Wistebaar, L. Durieux, S. Baret, A. Lombard & D. Strasberg 2009 « Identifying and mapping biodiversity processes for conservation planning in islands: A case study in Réunion Island (Western Indian Ocean) », *Biological Conservation* 142.7 : 1523-1535. doi : 10.1016/j.biocon.2009.02.022.

Langlois, A. & S. Pellerin 2016 « Recovery of the endangered false hop sedge: A ten-year study », *Global Ecology and Conservation* 7 : 214-224. doi : 10.1016/j.gecco.2016.07.003.

Langridge, J., R. Sordello & Y. Reyjol 2021 « Existing evidence on the outcomes of wildlife translocations in protected areas: a systematic map », *Environmental Evidence* 10.1 : 1-31. doi : 10.1186/s13750-021-00236-w.

Lavergne, S., J. D. Thompson, E. Garnier & M. Debussche 2004 « The biology and ecology of narrow endemic and widespread plants: A comparative study of trait variation in 20 congeneric pairs », *Oikos* 107.3 : 505-518. doi : 10.1111/j.0030-1299.2004.13423.x.

Lavery, T., D. Lindenmayer, W. Blanchard, A. Carey, E. Cook, P. Copley, N. A. Macgregor, R. Melzer, C. Nano, L. Prentice, B. C. Scheele, S. Sinclair, D. Southwell, S. Stuart, M. Wilson & J. Woinarski 2021 « Counting plants: The extent and adequacy of monitoring for a continental-scale list of threatened plant species », *Biological Conservation* 260. doi : 10.1016/j.biocon.2021.109193.

Lawrence, M. J., H. L. J. Stemberger, A. J. Zolderdo, D. P. Struthers & S. J. Cooke 2015 « The effects of modern war and military activities on biodiversity and the environment », *Environmental Reviews* 23.4 : 443-460. doi : 10.1139/er-2015-0039.

Lê, S., J. Josse & F. Husson 2008 « FactoMineR : An R package for multivariate analysis », *Journal of Statistical Software* 25.1. doi : 10.18637/jss.v025.i01.

Lee Jenni, G. D., M. Nils Peterson, F. W. Cubbage & J. K. Jameson 2012 « Assessing biodiversity conservation conflict on military installations », *Biological Conservation* 153 : 127-133. doi : 10.1016/j.biocon.2012.05.010.

Lemoine, G. 2016 « Essais de création ex nihilo de deux « landes à Ericacées » sur friches industrielles », *Bulletin de la Société Botanique du Nord de la France* 69 : 123-129.

Lestienne, M., I. Jouffroy-Bapicot, D. Leyssenne, P. Sabatier, M. Debret, P. J. Albertini, D. Colombaroli, J. Didier, C. Hély & B. Vannière 2020 « Fires and human activities as key factors in the high diversity of Corsican vegetation », *Holocene* 30.2 : 244-257. doi : 10.1177/0959683619883025.

Levrel, H., F. Guillet, J. Lombard-Latune, P. Delforge & N. Frascaria-Lacoste 2018 « Application de la séquence éviter-réduire-compenser en France : le principe d'additionnalité mis à mal par 5 dérives », *VertigO* Volume 18 numéro 2. doi : 10.4000/vertigo.20619.

Lewin, J.-M. 2015 « Contribution à l'inventaire de la flore des Pyrénées-Orientales (66) », *Mycologie et Botanique* 30 : 41-53.

Liu, H., C. L. Feng, B. S. Chen, Z. S. Wang, X. Q. Xie, Z. H. Deng, X. L. Wei, S. Y. Liu, Z. B. Zhang & Y. B. Luo 2012 « Overcoming extreme weather challenges: Successful but variable assisted colonization of wild orchids in southwestern China », *Biological Conservation* 150.1 : 68-75. doi : 10.1016/j.biocon.2012.02.018.

Liu, H., H. Ren, Q. Liu, X. Wen, M. Maunder & J. Gao 2015 « Translocation of threatened plants as a conservation measure in China », *Conservation Biology* 29.6 : 1537-1551. doi : 10.1111/cobi.12585.

Lorenz, R. 2001 *Die Gattung Serapias in Italien: Arten und Verbreitung,*.

Love Stowell, S. M., C. A. Pinzone & A. P. Martin 2017 « Overcoming barriers to active interventions for genetic diversity », *Biodiversity and Conservation* 26.8 : 1753-1765. doi : 10.1007/s10531-017-1330-z.

Lüdecke, D., M. Ben-Shachar, I. Patil, P. Waggoner & D. Makowski 2021 « performance: An R package for assessment, comparison and testing of statistical models », *Journal of Open Source Software* 6.60 : 3139. doi : 10.21105/joss.03139.

Luna, B., D. Chamorro & B. Pérez 2019 « Effect of heat on seed germination and viability in species of Cistaceae », *Plant Ecology and Diversity* 12.2 : 151-158. doi : 10.1080/17550874.2019.1610916.

Luong, J. C., P. L. Turner, C. N. Phillipson & K. C. Seltmann 2019 « Local grassland restoration affects insect communities », *Ecological Entomology* 44.4 : 471-479. doi : 10.1111/een.12721.

Macdonald, I. A. W., C. Thébaud, W. A. Strahm & D. Strasberg 1991 « Effects of alien plant invasions on native vegetation remnants on La Reunion (Mascarene Islands, Indian Ocean) », *Environmental Conservation* 18.1 : 51-61.

Mack, R. N. & W. M. Lonsdale 2001 « Humans as global plant dispersers: Getting more than we bargained for », *BioScience* 51.2 : 95-102. doi : 10.1641/0006-3568(2001)051[0095:HAGPDG]2.0.CO;2.

Madsen, T., B. Ujvari & M. Olsson 2004 « Novel genes continue to enhance population growth in adders (*Vipera berus*) », *Biological Conservation* 120.1 : 145-147. doi : 10.1016/j.biocon.2004.01.022.

Maris, V. & V. Devictor 2014 « La biologie de la conservation : de la théorie à la pratique et retour », in T. Hoquet & F. Merlin dir. *Précis de philosophie de la biologie*, : 135-149.

Maron, M., R. J. Hobbs, A. Moilanen, J. W. Matthews, K. Christie, T. A. Gardner, D. A. Keith, D. B. Lindenmayer & C. A. McAlpine 2012 « Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies », *Biological Conservation* 155 : 141-148. doi : 10.1016/j.biocon.2012.06.003.

Martín-Hernanz, S., S. Martínez-Sánchez, R. G. Albaladejo, J. Lorite, J. Arroyo & A. Aparicio 2019 « Genetic diversity and differentiation in narrow versus widespread taxa of *Helianthemum* (Cistaceae) in a hotspot: The role of geographic range, habitat, and reproductive traits », *Ecology and Evolution* 9.6 : 3016-3029. doi : 10.1002/ece3.4481.

Maschinski, J. & M. A. Albrecht 2017 « Center for plant conservation's best practice guidelines for the reintroduction of rare plants », *Plant Diversity* 39.6 : 390-395. doi : 10.1016/j.pld.2017.09.006.

Maschinski, J. & K. E. Haskins 2012 *Plant reintroduction in a changing climate*, Washington D.C. : Island Press.

Massei, G., R. J. Quy, J. Gurney & D. P. Cowan 2010 « Can translocations be used to mitigate humanwildlife conflicts? », *Wildlife Research* 37.5 : 428-439. doi : 10.1071/WR08179.

Massó, S., C. Blanché, L. Sáez & J. López Pujol 2019 « Are plant conservation and war compatible? The role of areas under dispute, military areas and military relics as nature reserves », *Collectanea Botanica* 37 : 009. doi : 10.3989/collectbot.2018.v37.009.

Massoni, C., C. Jolin & G. Faggio 2010 *Diagnostic biodiversité des terrains limitrophes de l'étang de Palo (Ventiseri, Haute-Corse)*, Association des Amis du PNRC - CEN Corse.

Maunder, M. 1992 « Plant reintroduction: an overview », *Biodiversity and Conservation* 1.1 : 51-61. doi : 10.1007/BF00700250.

Maurice, A. C., J. Abdelkrim, M. Cisel, M. Zavodna, P. Bardin, A. Matamoro, R. Dumez & N. Machon 2013 « Mixing plants from different origins to restore a declining population: ecological outcomes and local perceptions 10 years later », *PLoS ONE* 8.1. doi : 10.1371/journal.pone.0050934.

Maurice, A.-C. 2013 *Dynamiques des liens entre plantes rares, hommes et espaces : socio-anthropologie des pratiques de (ré)introductions végétales*, Museum National d'Histoire Naturelle.

Maxwell, S. L., R. A. Fuller, T. M. Brooks & J. E. M. Watson 2016 « The ravages of guns, nets and bulldozers », *Nature* 536 : 143-145.

Médail, F. & K. Diadema 2009 « Glacial refugia influence plant diversity patterns in the Mediterranean Basin », *Journal of Biogeography* 36.7 : 1333-1345. doi : 10.1111/j.1365-2699.2008.02051.x.

Médail, F. & P. Quezel 1997 « Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin », *Annals of the Missouri Botanical Garden* 84.1 : 112. doi : 10.2307/2399957.

Médail, F. & R. Verlaque 1997 « Ecological characteristics and rarity of endemic plants from Southeast France and Corsica: Implications for biodiversity conservation », *Biological Conservation* 80.3 : 269-281. doi : 10.1016/S0006-3207(96)00055-9.

MEDDE 2012 *Doctrine relative a la sequence eviter, reduire et compenser les impacts sur le milieu naturel*, Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement.

MedECC 2020 *Changement climatique et environnemental dans le bassin méditerranéen - Situation actuelle et risques pour le futur*, Marseille : Union pour la Méditerranée, Plan Bleu, UNEP/MAP.

Menges, E. S. 2008 « Restoration demography and genetics of plants: When is a translocation successful? », *Australian Journal of Botany* 56.3 : 187-196. doi : 10.1071/BT07173.

Millenium Ecosystem Assessment 2005 *Ecosystems and human well-being: Synthesis*, Washington.

Mitchell, R. J., R. L. Hewison, R. K. Haghi, A. H. J. Robertson, A. M. Main & I. J. Owen 2021 « Functional and ecosystem service differences between tree species: implications for tree species replacement », *Trees - Structure and Function* 35.1 : 307-317. doi : 10.1007/s00468-020-02035-1.

Moir, M. L., P. A. Vesk, K. E. C. Brennan, L. Hughes, D. A. Keith, M. A. McCarthy, D. J. Coates & S. Barrett 2012 « A preliminary assessment of changes in plant-dwelling insects when threatened plants are translocated », *Journal of Insect Conservation* 16.3 : 367-377. doi : 10.1007/s10841-011-9422-7.

Monks, L., D. Coates, T. Bell & M. Bowles 2012 « Determining success criteria for reintroductions of threatened long-lived plants », *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils* 53.2007 : 189-209. doi : 10.5822/978-1-61091-183-2_11.

Monnier-Corbel, A. 2022 *Modèles de niche et démographie : apports réciproques pour la conservation. Cas du programme de renforcement de la population d'Outarde houbara (Chlamydotis undulata undulata) au Maroc*, Muséum National d'Histoire Naturel.

Monnier-Corbel, A., A. C. Monnet, L. Bacon, B. M. Benito, A. Robert & Y. Hingrat 2022a « Density-dependence of reproductive success in a Houbara bustard population », *Global Ecology and Conservation* 35.e02071. doi : https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02071.

Monnier-Corbel, A., A. C. Monnet, Y. Hingrat & A. Robert 2022b « Patterns of abundance reveal evidence of translocation and climate effects on Houbara bustard population recovery », *Animal Conservation* 25.2. doi : https://doi.org/10.1111/acv.12738.

Morgan, R. K. 2012 « *Environmental impact assessment: The state of the art* » 5517. doi : 10.1080/14615517.2012.661557.

Morris, P. A. 1986 « An introduction to reintroductions », *Mammal Review* 16.2 : 49-52. doi : 10.1111/j.1365-2907.1986.tb00020.x.

Muth, N. Z. & M. Pigliucci 2006 « Traits of invasives reconsidered: Phenotypic comparisons of introduced invasive and introduced noninvasive plant species within two closely related clades », *American Journal of Botany* 93.2 : 188-196. doi : 10.3732/ajb.93.2.188.

Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca & J. Kent 2000 « Biodiversity hotspots for conservation priorities », *Nature* 403.6772 : 853-858. doi : 10.1038/35002501.

Naidoo, R., A. Balmford, P. J. Ferraro, S. Polasky, T. H. Ricketts & M. Rouget 2006 « Integrating economic costs into conservation planning », *Trends in Ecology and Evolution* 21.12 : 681-687. doi : 10.1016/j.tree.2006.10.003.

Noël, F., D. Prati, M. van Kleunen, A. Gygax, D. Moser & M. Fischer 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. doi : 10.1016/j.biocon.2010.11.001.

Odion, D. C. & F. W. Davis 2000 « Fire, soil heating, and the formation of vegetation patterns in chaparral », *Ecological Monographs* 70.1 : 149-169. doi : 10.1890/0012-9615(2000)070[0149:FSHATF]2.0.CO;2.

Ollerton, J., R. Winfree & S. Tarrant 2011 « How many flowering plants are pollinated by animals? », *Oikos* 120.3 : 321-326. doi : 10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x.

O'Neill, G., T. Wang, N. Ukrainetz, L. Charleson, L. McAuley, A. Yanchuk & S. Zedel 2017 *A proposed climate-based seed transfer system for British Columbia*, Prov. B.C., Victoria, B.C. Tech. Rep. 099. [En ligne] : www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/Tr/Tr099.htm.

Osborne, M. A. 2000 « Acclimatizing the World: A History of the Paradigmatic Colonial Science », *Osiris* 15 : 135-151. doi : 10.1086/649323.

Otto, S. P. 2018 « Adaptation, speciation and extinction in the Anthropocene », *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285.1891. doi : 10.1098/rspb.2018.2047.

Padilla, B., S. Tarabon, S. Moulherat, J. Boileau, M. Soret, G. Papet & L. Bergès 2022 « Planification de la séquence "Éviter-Réduire-Compenser" à l'échelle du paysage : quel apport de la modélisation des réseaux écologiques à la mise en œuvre des sites naturels de compensation ? », *Sciences Eaux & Territoires* N° 38.4 : 56-61. doi : 10.3917/set.038.0056.

Papuga, G., P. Gauthier, V. Pons, E. Farris & John. D. Thompson 2018 « Ecological niche differentiation in peripheral populations: A comparative analysis of eleven Mediterranean plant species », *Ecography* 41.10 : 1650-1664. doi : 10.1111/ecog.03331.

Pekkala, N., E. K. Knott, J. S. Kotiaho, K. Nissinen & M. Puurtinen 2012 « The benefits of interpopulation hybridization diminish with increasing divergence of small populations », *Journal of Evolutionary Biology* 25.11 : 2181-2193. doi : 10.1111/j.1420-9101.2012.02594.x.

Pérez, I., J. D. Anadón, M. Díaz, G. G. Nicola, J. L. Tella & A. Giménez 2012 « What is wrong with current translocations? A review and a decision-making proposal », *Frontiers in Ecology and the Environment* 10.9 : 494-501. doi : 10.1890/110175.

Petit, Y. & L. Hugot 2019 *Listes hiérarchisées des espèces végétales exotiques envahissantes et potentiellement envahissantes en Corse*, Conservatoire Botanique National de Corse, Office de l'environnement de la Corse.

Phalan, B., G. Hayes, S. Brooks, D. Marsh, P. Howard, B. Costelloe, B. Vira, A. Kowalska & S. Whitaker 2018 « Avoiding impacts on biodiversity through strengthening the first stage of the mitigation hierarchy », *Oryx* 52.2 : 316-324. doi : 10.1017/S0030605316001034.

Phillips, S. J., M. Dudik & R. E. Schapire 2022 « Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.4) ». [En ligne] : http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/.

Piazza, C., L. Hugot, F. Richard & B. Schatz 2011 « Bilan des opérations de conservation in situ réalisées entre 1987 et 2004 en Corse : quelles leçons pour demain? », *Ecologia mediterranea: Revue internationale d'écologie méditerranéenne = International Journal of Mediterranean Ecology* 37.2 : 7-16.

Pierson, J. C., D. J. Coates, J. G. B. Oostermeijer, S. R. Beissinger, J. G. Bragg, P. Sunnucks, N. H. Schumaker & A. G. Young 2016 « Genetic factors in threatened species recovery plans on three continents », *Frontiers in Ecology and the Environment* 14.8 : 433-440. doi : 10.1002/fee.1323.

Pogorzelec, M., B. Hawrylak-Nowak, B. Banach-Albińska, A. Szczurowska, M. Parzymies & K. Spólna 2022 « From ex situ cultivation to stands in natural habitats: critical periods for plants during the reintroduction of *Salix lapponum* L. in Eastern Poland », *Journal for Nature Conservation* March : 126172. doi : 10.1016/j.jnc.2022.126172.

Popoff, N., R. Jaunatre, C. Le Bouteiller, Y. Paillet, G. Favier, M. Buisson, C. Meyer, E. Dedonder & A. Evette 2021 « Optimization of restoration techniques: In-situ transplantation experiment of an endangered clonal plant species (*Typha minima* Hoppe) », *Ecological Engineering* 160.July 2020. doi : 10.1016/j.ecoleng.2020.106130.

Price, M. V. & N. M. Waser 1979 « Pollen dispersal and optimal outcrossing in *Delphinium nelsoni* », *Nature* 277.5694 : 294-297. doi : 10.1038/277294a0.

QGIS Development Team 2022 . [En ligne] : http://qgis.osgeo.org.

Rahm, M., B. Jullian, R. de Carvalho, L. Vale, J. Totaram, S. Cort, M. Djojodikromo, R. Hardjoprajitno, S. Neri, R. Vieira, E. Watanabe, M. do Carmo Brito, P. Miranda, C. Paloeng, V. Moe Soe Let, S. Crabbe & M. Calmel 2015 *Monitoring the impact of gold mining on the forest cover and freshwater in the Guiana Shield*, (« REDD+ for the Guiana Shield Project and WWF Guianas »).

Rankou, H. 2011 *Serapias neglecta*, The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T175960A115613740. doi : 10.2305/IUCN.UK.2011-2.RLTS.T175960A7155116.en.

Rascle, P., F. Bioret, S. Magnanon, E. Glemarec, C. Gautier, Y. Guillevic & S. Gallet 2018 « Identification of success factors for the reintroduction of the critically endangered species *Eryngium viviparum* J. Gay (Apiaceae) », *Ecological Engineering* 122.November 2017 : 112-119. doi : 10.1016/j.ecoleng.2018.07.021.

Raunkiaer, C. 1934 *The life forma of plants and statistical plant geography*, Oxford : Univ. Oxford.

Raventós, J., T. Wiegand & M. De Luis 2010 « Evidence for the spatial segregation hypothesis: A test with nine-year survivorship data in a Mediterranean shrubland », *Ecology* 91.7 : 2110-2120. doi : 10.1890/09-0385.1.

Reading, R. P., T. W. Clark & B. Griffith 1997 « The influence of valuational and organizational considerations on the success of rare species translocations », *Biological Conservation* 79.2-3 : 217-225. doi : 10.1016/S0006-3207(96)00105-X.

Reading, R. P., T. W. Clark & S. R. Kellert 2002 « Making partnerships work in endangered species conservation: an introduction to the decision process », *Endangered species update* 8.11 : 74-80.

Regnery, B. 2017 *La compensation écologique : concepts et limites pour conserver la biodiversité*, Paris.

Reiter, N. & M. H. M. Menz 2022 « Optimising conservation translocations of threatened *Caladenia* (Orchidaceae) by identififying adult microsite and germination niche », *Australian Journal of Botany* 70.3 : 231-247. doi : 10.1071/BT21132.

Reiter, N., J. Whitfield, G. Pollard, W. Bedggood, M. Argall, K. Dixon, B. Davis & N. Swarts 2016 « Orchid re-introductions: an evaluation of success and ecological considerations using key comparative studies from Australia », *Plant Ecology* 217.1 : 81-95. doi : 10.1007/s11258-015-0561-x.

Ricciardi, A. & D. Simberloff 2009 « Assisted colonization is not a viable conservation strategy », *Trends in Ecology and Evolution* 24.5 : 248-253. doi : 10.1016/j.tree.2008.12.006.

Robert, A., B. Colas, I. Guigon, C. Kerbiriou, J.-B. Mihoub, M. Saint-Jalme & F. Sarrazin 2015 « Defining reintroduction success using IUCN criteria for threatened species: A demographic assessment », *Animal Conservation* 18.5 : 397-406. doi : 10.1111/acv.12188.

Robert, A., C. Thévenin, K. Princé, F. Sarrazin & J. Clavel 2017 « De-extinction and evolution », *Functional Ecology* 31.5 : 1021-1031. doi : 10.1111/1365-2435.12723.

Robiansyah, I. & Dodo 2022 « The reintroduction of threatened plants by Bogor botanic gardens: Lessons learned from Ujung Kulon National Park », *Floresta e Ambiente* 29.2. doi : 10.1590/2179-8087-floram-2021-0075.

Rodríguez-Pérez, J. 2005 « Breeding system, flower visitors and seedling survival of two endangered species of *Helianthemum* (Cistaceae) », *Annals of Botany* 95.7 : 1229-1236. doi : 10.1093/aob/mci137.

Rushing, N. S., S. A. Flint & R. G. Shaw 2021 « Latitude of seed source impacts flowering phenology and fitness in translocated plant populations », *Restoration Ecology* 29.8. doi : 10.1111/rec.13464.

Sánchez, A. M., P. Alonso-Valiente, M. J. Albert & A. Escudero 2017 « How might edaphic specialists in gypsum islands respond to climate change? Reciprocal sowing experiment to infer local adaptation and phenotypic plasticity », *Annals of Botany* 120.1 : 135-146. doi : 10.1093/aob/mcx046.

Sandström, A., C. Lundmark, K. Andersson, K. Johannesson & L. Laikre 2019 « Understanding and bridging the conservation-genetics gap in marine conservation », *Conservation Biology* 33.3 : 725-728. doi : 10.1111/cobi.13272.

Santana, V. M., M. J. Baeza & M. C. Blanes 2013 « Clarifying the role of fire heat and daily temperature fluctuations as germination cues for Mediterranean Basin obligate seeders », *Annals of Botany* 111.1 : 127-134. doi : 10.1093/aob/mcs238.

Sarrazin, F. 2007 « Introductory remarks: A demographic frame for reintroductions », *Ecoscience*. doi : 10.2980/1195-6860(2007)14[iv:IR]2.0.CO;2.

Schäfer, D., H. Vincent, M. Fischer & A. Kempel 2020 « The importance of genetic diversity for the translocation of eight threatened plant species into the wild », *Global Ecology and Conservation* 24. doi : 10.1016/j.gecco.2020.e01240.

Schatz, B. 2017 « Les orchidées de l'île de Cavallo (archipel des Lavezzi, Corse) : une surprenante abondance de l'espèce protégée *Gennaria diphylla* », *Ecologia mediterranea* 43.2 : 159-170. doi : 10.3406/ecmed.2017.2021.

Schatz, B., P. Gauthier, M. Debussche & J. D. Thompson 2014 « A decision tool for listing species for protection on different geographic scales and administrative levels », *Journal for Nature Conservation* 22.1 : 75-83. doi : 10.1016/j.jnc.2013.09.003.

Schatz, B., D. Genoud, J. Claessens & J. Kleynen 2020 « Orchid-pollinator network in Euro-Mediterranean region: What we know, what we think we know, and what remains to be done », *Acta Oecologica* 107 : 103605. doi : 10.1016/j.actao.2020.103605.

Schlussel, A., D. Jeanmonod & J. Gamisans 2014 « Floristic analyses of the corsican flora: Distribution in ecological compartments (vegetation belts, habitats and substrates) », *Candollea* 69.1 : 25-43. doi : 10.15553/c2014v691a4.

Schurr, L., L. Affre, F. Flacher, T. Tatoni, L. Le Mire Pecheux & B. Geslin 2019 « Pollination insights for the conservation of a rare threatened plant species, *Astragalus tragacantha* (Fabaceae) », *Biodiversity and Conservation* 28.6 : 1389-1409. doi : 10.1007/s10531-019-01729-4.

Schwartz, M. W. 2005 « Conservationists should not move *Torreya taxifolia* », *Wild Earth*. [En ligne] : https://www.researchgate.net/publication/242596907.

Seddon, P. J. 1999 « Persistence without intervention: assessing success in wildlife », *Science* 14.12 : 5347.

Seddon, P. J. 2010 « From reintroduction to assisted colonization: Moving along the conservation translocation spectrum », *Restoration Ecology* 18.6 : 796-802. doi : 10.1111/j.1526-100X.2010.00724.x.

— 2015 « Using the IUCN Red List criteria to assess reintroduction success », *Animal Conservation* 18.5 : 407-408. doi : 10.1111/acv.12239.

Seddon, P. J. & D. P. Armstrong 2019 « Reintroduction and other conservation translocations: History and future developments », in *Reintroduction of Fish and Wildlife Populations*, University of California Press : 7-28. doi : 10.1525/9780520960381-004.

Seddon, P. J., D. P. Armstrong & R. F. Maloney 2007 « Developing the science of reintroduction biology », *Conservation Biology* 21.2 : 303-312. doi : 10.1111/j.1523-1739.2006.00627.x.

Seddon, P. J., C. J. Griffiths, P. S. Soorae & D. P. Armstrong 2014 « Reversing defaunation: Restoring species in a changing world », *Science* 345.6195 : 406-412. doi : 10.1126/science.1251818.

Seitre, R. 2017 « French airports grass-land orchids », *L'Orchidophile* 214.3 : 323-328.

Senator, S. A. & A. G. Rozenberg 2017 « Assessment of economic and environmental impact of invasive plant species », *Biology Bulletin Reviews* 7.4 : 273-278. doi : 10.1134/s2079086417040089.

Sheean, V. A., A. D. Manning & D. B. Lindenmayer 2012 « An assessment of scientific approaches towards species relocations in Australia », *Austral Ecology* 37.2 : 204-215. doi : 10.1111/j.1442-9993.2011.02264.x.

Silcock, J., C. L. Simmons, L. Monks, R. Dillon, N. Reiter, M. Jusaitis, P. A. Vesk, M. Byrne & D. J. Coates 2019 « Threatened plant translocation in Australia: A review », *Biological Conservation* 236 : 211-222. doi : 10.1016/j.biocon.2019.05.002.

Silcock, J., L. Simmons, L. Monks, R. Dillon & D. Coates 2021 *Australian plant translocation database*, Australian Network for Plant Conservation, The University of Queensland.

Simberloff, D. & B. Von Holle 1999 *Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown?*,.

Sonter, L. J., S. H. Ali & J. E. M. Watson 2018 « Mining and biodiversity: Key issues and research needs in conservation science », *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285.1892. doi : 10.1098/rspb.2018.1926.

Soulé, M. E. 1985 « What is conservation biology? », *BioScience* 35.11 : 727-734. doi : 10.2307/1310054.

Strasberg, D., M. Rouget, D. M. Richardson, S. Baret, J. Dupont & R. M. Cowling 2005 « An assessment of habitat diversity and transformation on La Réunion Island (Mascarene Islands, Indian Ocean) as a basis for identifying broad-scale conservation priorities », *Biodiversity and Conservation* 14.12 : 3015-3032. doi : 10.1007/s10531-004-0258-2.

Taylor, H. R., N. Dussex & Y. van Heezik 2017 « Bridging the conservation genetics gap by identifying barriers to implementation for conservation practitioners », *Global Ecology and Conservation* 10 : 231-242. doi : 10.1016/j.gecco.2017.04.001.

Thanos, C. A. & K. Georghiou 1988 « Ecophysiology of fire-stimulated seed germination in *Cistus incanus* ssp. *creticus* (l.) Heywood and *C. salvifolius* l. », *Time* 11 : 841-849.

Thanos, C. A., K. Georghiou, C. Kadis & C. Pantazi 1992 « Cistaceae: A plant family with hard seeds », *Israel Journal of Botany* 41.4-6 : 251-263. doi : 10.1080/0021213X.1992.10677232.

Therneau, T. M. & T. Lumley 2014 *Survival analysis*,.

Thompson, J. D., S. Lavergne, L. Affre, M. Gaudeul & M. Debussche 2005 « Ecological differentiation of Mediterranean endemic plants », *Taxon* 54.4 : 967-976. doi : 10.2307/25065481.

Thueux, P. 2014 *Un projet réunionnais pour sauver la forêt semi-sèche Recueil d'expérience*, Life07 NAT/F/000188.

Tinker, L., D. Cobb, A. Bond & M. Cashmore 2005 « Impact mitigation in environmental impact assessment: Paper promises or the basis of consent conditions? », *Impact Assessment and Project Appraisal* 23.4 : 265-280. doi : 10.3152/147154605781765463.

Tischew, S., F. Kommraus, L. K. Fischer & I. Kowarik 2017 « Drastic site-preparation is key for the successful reintroduction of the endangered grassland species *Jurinea cyanoides* », *Biological Conservation* 214.August : 88-100. doi : 10.1016/j.biocon.2017.07.036.

Tison, J.-M., P. Jauzein & H. Michaud 2014 *Flore de la France méditerranéenne continentale*,.

Tojibaev, K., N. Beshko & S. Volis 2019 « Translocation of *Otostegia bucharica*, a highly threatened narrowly distributed relict shrub », *Plant Diversity* 41.2 : 105-108. doi : 10.1016/j.pld.2019.01.005.

Traill, L. W., C. J. A. Bradshaw & B. W. Brook 2007 « Minimum viable population size: A meta-analysis of 30 years of published estimates », *Biological Conservation* 139.1-2 : 159-166. doi : 10.1016/j.biocon.2007.06.011.

UICN France 2015 « La Liste rouge des espèces menacées en France », *Muséum d'histoire naturelle* : 12.

Van Groenendael, J. M., N. J. Ouborg & R. J. J. Hendriks 1998 « Criteria for the introduction of plant species », *Acta Bot. Neerl.* 47.1 : 3-13.

Van Rossum, F. & O. J. Hardy 2020 « Guidelines for genetic monitoring of translocated plant populations », *Conservation Biology*. doi : 10.1111/cobi.13670.

Vernesi, C. & M. W. Bruford 2009 « Recent developments in molecular tools for conservation », in G. Bertorelle, M. W. Bruford, H. C. Hauffe, A. Rizzoli & C. Vernesi dir. *Population Genetics for Animal Conservation*,.

Vidaller, C., T. Dutoit & A. Bischoff 2021 « Quels facteurs limitent l'installation d'une graminée pérenne dominante pour la restauration écologique des pelouses sèches méditerranéennes ? », *Naturae* 2021.24 : 19-21. doi : 10.5852/naturae2021a24.

Vimal, R., G. Geniaux, P. Pluvinet, C. Napoleone & J. Lepart 2012 « Detecting threatened biodiversity by urbanization at regional and local scales using an urban sprawl simulation approach: Application on the French Mediterranean region », *Landscape and Urban Planning* 104.3-4 : 343-355. doi : 10.1016/j.landurbplan.2011.11.003.

Vitt, P., P. N. Belmaric, R. Book, M. Curran, P. Vitt, P. N. Belmaric, R. Book & M. C. Assisted 2016 « *Assisted migration as a climate change adaptation strategy: lessons from restoration and plant reintroductions* » 9978.December. doi : 10.1080/07929978.2016.1258258.

Vogt-Schilb, H., P. Geniez, R. Pradel, F. Richard & B. Schatz 2013 « Inter-annual variability in flowering of orchids: lessons learned from 8 years of monitoring in a Mediterranean region of France », *European Journal of Environmental Sciences* 3.2 : 129-137. doi : 10.14712/23361964.2015.16.

Vogt-Schilb, H., R. Pradel, P. Geniez, L. Hugot, A. Delage, F. Richard & B. Schatz 2016 « Responses of orchids to habitat change in Corsica over 27 years », *Annals of Botany* 118.1 : 115-123. doi : 10.1093/aob/mcw070.

Volis, S. 2016 « Conservation-oriented restoration–how to make it a success? », *Israel Journal of Plant Sciences* 63.4 : 276-296. doi : 10.1080/07929978.2016.1255020.

Wachinger, G., O. Renn, C. Begg & C. Kuhlicke 2013 « The risk perception paradox-implications for governance and communication of natural hazards », *Risk Analysis* 33.6 : 1049-1065. doi : 10.1111/j.1539-6924.2012.01942.x.

Wang, J., W. Zhou, S. T. A. Pickett, W. Yu & W. Li 2019 « A multiscale analysis of urbanization effects on ecosystem services supply in an urban megaregion », *Science of the Total Environment* 662 : 824-833. doi : 10.1016/j.scitotenv.2019.01.260.

Warren, S. D., S. W. Holbrook, D. A. Dale, N. L. Whelan, M. Elyn, W. Grimm & A. Jentsch 2007 « Biodiversity and the heterogeneous disturbance regime on military training lands », *Restoration Ecology* 15.4 : 606-612. doi : 10.1111/j.1526-100X.2007.00272.x.

Weeks, A. R., C. M. Sgro, A. G. Young, R. Frankham, N. J. Mitchell, K. A. Miller, M. Byrne, D. J. Coates, M. D. B. Eldridge, P. Sunnucks, M. F. Breed, E. A. James & A. A. Hoffmann 2011 « Assessing the benefits and risks of translocations in changing environments: a genetic perspective », *Evolutionary Applications* 4.6 : 709-725. doi : 10.1111/j.1752-4571.2011.00192.x.

Weissgerber, M., S. Roturier, R. Julliard & F. Guillet 2019 « Biodiversity offsetting: Certainty of the net loss but uncertainty of the net gain », *Biological Conservation* 237.June : 200-208. doi : 10.1016/j.biocon.2019.06.036.

Wickham, H., M. Averick, J. Bryan, W. Chang, L. D'Agostino McGowan, R. François, G. Grolemund, A. Hayes, L. Henry, J. Hester, M. Kuhn, T. L. Pedersen, E. Miller, S. M. Bache, K. Müller, J. Ooms, D. Robinson, D. P. Seidel, V. Spinu, K. Takahashi, D. Vaughan, C. Wilke, K. Woo & H. Yutani 2019 « Welcome to the Tidyverse », *The Journal of Open Source Software* : 1686.

Winder, R., J. Kranabetter & J. Pedlar 2021 « Adaptive management of landscapes for climate change: how soils influence the assisted migration of plants », in *Soils and Landscape Restoration*, Elsevier : 275-297. doi : 10.1016/B978-0-12-813193-0.00010-2.

Young, T. P. 2000 « Restoration ecology and conservation biology », *Biological Conservation* 92 : 73-83.

Zedler, J. B. & S. Kercher 2004 « Causes and consequences of invasive plants in wetlands: Opportunities, opportunists, and outcomes », *Critical Reviews in Plant Sciences* 23.5 : 431-452. doi : 10.1080/07352680490514673.

Zentelis, R. & D. Lindenmayer 2015 « Bombing for biodiversity-enhancing conservation values of military training areas », *Conservation Letters* 8.4 : 299-305. doi : 10.1111/conl.12155.

Zeyl, C., M. Mizesko, J. Arjan & G. M. De Visser 2001 « Mutational meltdown in laboratory yeast populations », *Evolution* 55.5 : 909-917.

Zhang, M. G., J. W. F. Slik & K. P. Ma 2017 « Priority areas for the conservation of perennial plants in China », *Biological Conservation* 210 : 56-63. doi : 10.1016/j.biocon.2016.06.007.

Zimmer, H. C., T. D. Auld, P. Cuneo, C. A. Offord & L. E. Commander 2019 « Conservation translocation – an increasingly viable option for managing threatened plant species », *Australian Journal of Botany* 67.7 : 501. doi : 10.1071/BT19083.

Zimmer, H. C., C. A. Offord, T. D. Auld & P. J. Baker 2016 « Establishing a wild, ex situ population of a critically endangered shade-tolerant rainforest conifer: A translocation experiment », *PLoS ONE* 11.7 : 1-18. doi : 10.1371/journal.pone.0157559.

Annexes

Documents supplémentaires du Manuscrit 1

Document additionnel 1 : Questions posées dans le questionnaire

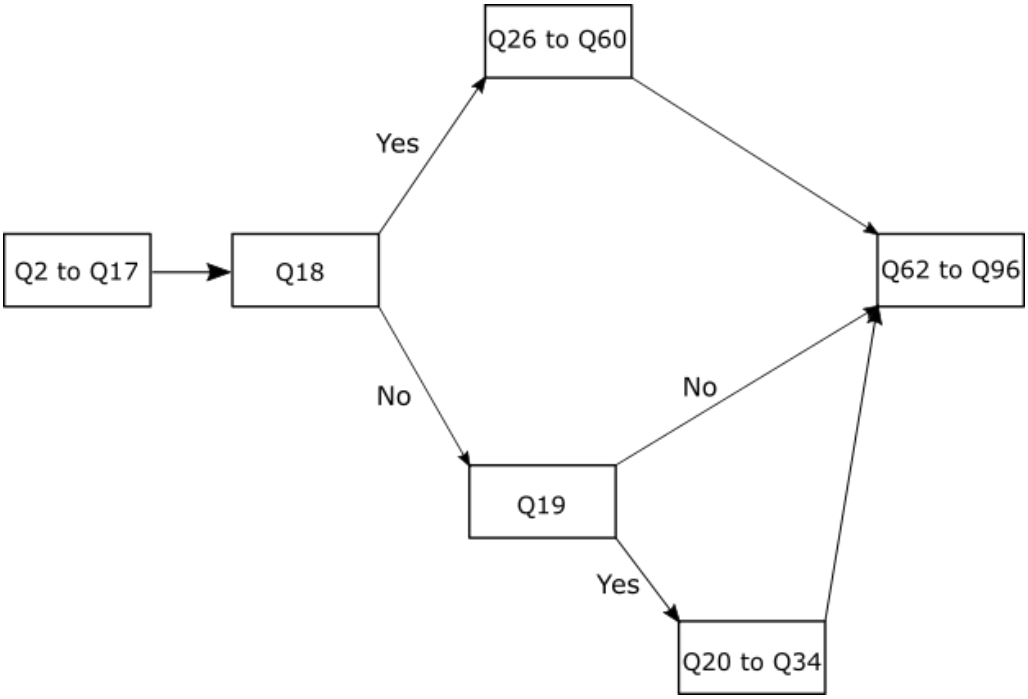
Q2	Quel est votre niveau de connaissances sur les translocations végétales ? J'en ai entendu parler Je n'en ai jamais entendu parler Je suis ponctuellement impliqué.e dans des projets de translocation Je suis régulièrement impliqué.e dans des projets de translocation What is your level of knowledge about plant translocations?	
Q3-13	Que pensez-vous des translocations dans la pratique actuelle ? Cocher les réponses correspondantes	
	Q3	Sauvegarde des individus
	Q4	Atténuation des impacts d'un projet d'aménagement
	Q5	Adaptation face au changement climatique
	Q6	Colonisation de nouveaux espaces
	Q7	Remplacement d'une espèce par une autre
	Q8	Déplacement des individus présents sur un site d'intérêt à usage humain
	Q9	Réorganisation de la nature en faveur des activités humaines
	Q10	Création d'une nouvelle population viable
	Q11	Amélioration du statut de conservation de l'espèce
	Q12	Amélioration du statut de conservation d'une population
	Q13	Aucune de ces propositions
Q14	La translocation des espèces communes vous paraît … (échelle de 1 – non éthique à 10 – éthique)	
Q15	La translocation des espèces rares ou menacées vous parait … (échelle de 1 – non éthique à 10 – éthique)	
Q16	La translocation des espèces protégées par un statut légal vous parait … (échelle de 1 – non éthique à 10 – éthique)	
Q17	La translocation dont les retours d'expérience sont globalement négatifs vous parait … (échelle de 1 – non éthique à 10 – éthique)	
Q18	Avez-vous déjà été impliqué dans un projet de translocation végétale ? Oui/Non	
Q19	Connaissez-vous un ou plusieurs cas de translocation végétale ? Oui/Non	
Q20-25	Comment l'avez-vous appris ? Cocher les réponses correspondantes	
	Q20	Presse locale
	Q21	Presse spécialisée

	Q22	Association naturaliste
	Q23	Affichage mairie
	Q24	Bouche à oreille
	Q25	Réseaux sociaux
Q26-34	Prise en compte des critères Echelle de 0 à 10 (0 fortement en désaccord à 10 fortement en accord) ou pas d'opinion	
	Q26	Les individus viennent d'une grande population
	Q27	L'espèce a déjà été observée dans le passé sur le site d'accueil
	Q28	Des individus de la même espèce sont déjà présents sur le site d'accueil
	Q29	Des individus de la même espèce sont nombreux sur le site d'accueil
	Q30	Le site d'accueil choisi est le plus proche géographiquement
	Q31	Le site d'accueil a un habitat similaire au site source
	Q32	Il faut limiter le mélange de plantes provenant de sites différents
	Q33	Les plantes sont déplacés dans un site avec un fort risque d'extinction
	Q34	Mélanger des individus avec des phénotypes différentes devraient être limités
Q35	Dans combien de projets avez-vous été impliqué ? 1 / Entre 2 et 5 / Plus de 5	
Q36-46	Evaluation des caractéristiques suivants Echelle de 0 à 10 (0 fortement en désaccord à 10 fortement en accord) ou pas d'opinion	
	Q36	Coût financier
	Q37	Faisabilité
	Q38	Connaissances sur la biologie et l'écologie
	Q39	Chances que les individus survivent
	Q40	Disponibilité des retours d'expérience
	Q41	Temps passé à l'élaboration de la translocation
	Q42	Statut de la population après translocation
	Q43	Attractivité du site après translocation
	Q44	Choix de la période de translocation
	Q45	Protocole de translocation
	Q46	Pertinence des critères de sélection du site d'accueil
Q47	Une population témoin a-t-elle été mise en place ? Oui/Non	
Q49	Avez-vous déjà intégré des analyses génétiques dans vos projets de translocation ? Oui/Non	

Q50	Pourquoi ? Réponse libre	
Q51-54	Vous souhaitez embaucher un expert en analyses génétiques. Qu'attendez-vous de l'expert ? Cocher les réponses correspondantes	
	Q51	Détermine les génotypes des individus transloqués
	Q52	Analyse les données brutes
	Q53	Echange avec vous sur les implications des résultats sur votre problématique
	Q54	Ne se prononce pas
Q55	Avez-vous une structure/personne en tête qui pourrait vous aider, si oui, qui ? Réponse libre	
Q56-60	A quel point vous sentez-vous à l'aise avec les analyses de diversité génétique ? Cocher les réponses correspondantes	
	Q56	Estimer les flux de genes, la connectivité entre les populations
	Q57	Estimer le nombre d'individus participant à la reproduction
	Q58	Déterminer la structure de la population
	Q59	Identifier les menaces sur les populations
	Q60	Déterminer la délimitation taxonomique
Q62	Pensez-vous que les translocations devraient être… Utilisées comme actuellement / Plus utilisées / Moins utilisées / Jamais utilisées / Ne sait pas	
Q63-69	Quelle est votre opinion sur les affirmations suivantes ? Echelle de 0 à 10 (0 fortement en désaccord à 10 fortement en accord) ou pas d'opinion	
	Q63	La translocation est un bon outil de conservation
	Q64	Les translocations mènent généralement à un échec
	Q65	La persistance d'une population dépend en partie de sa diversité génétique
	Q66	Les analyses génétiques sont trop longues comparé aux informations qu'elles apportent
	Q67	Les analyses génétiques sont trop coûteuses comparé aux informations qu'elles apportent
	Q68	Les translocations sont trop coûteuses
	Q69	Une translocation sur mon terrain augmenterait sa valeur financière
Q70-76	Classer de 1 à 7 ces critères pour estimer le succès d'une translocation	
	Q70	Nombre d'individus présents
	Q71	Nombre d'individus en fleurs
	Q72	Nombre d'individus en fruits
	Q73	Diversité génétique

	Q74	Nombre de nouveaux individus
	Q75	Résilience
	Q76	Etablissement d'une nouvelle génération
Q77	Quels critères de succès non listés ci-dessus seraient pertinents ? Réponse libre	
Q78-83	Lors de projets d'aménagements, quelles alternatives vous semblent préférables aux translocations végétales ? Cocher les réponses correspondantes	
	Q78	Eviter toutes les espèces protégées d'un projet
	Q79	Réduire les impacts par éviter certains sites avec des espèces protégées
	Q80	Compenser par la réalisation d'une culture *ex situ*
	Q81	Compenser par la mise en place d'actions de gestion en faveur des autres populations pour la même espèce
	Q82	Compenser par le financement d'actions de connaissances sur la même espèce
	Q83	Compenser par contribuer financièrement à une banque de compensation
Profil du répondant		
Q86	Etes-vous membre d'un comité scientifique (CNPN ou CSRPN)? Oui/Non	
Q87	Niveau d'études : Pas de diplôme / Baccalauréat / BTS, Licence / Master, ingénieur / Doctorat	
Q88	Age : <60 / 18-25 / 26-35 / 36-50 / 51-60	
Q90	Vous vivez… Centre-ville / Bordure de ville / Village ou campagne / Ne souhaite pas répondre	
Q91	Genre : Femme / Homme / Autre	
Q92	Etes-vous membre d'une association dans le domaine de l'écologie ou l'environnement ? Oui/Non	
Q95	Dans quelle organisation travaillez-vous ? Association naturaliste / Bureau d'études / Conservatoire et aire naturelle / Collectivité territoriale / Compagnie d'aménagement / Recherche / Etudiant en environnement / Services instructeurs (DREAL/DDT, etc.) / Autre	
Q96	Dans quelle région habitez-vous ?	

Document additionnel 2 : Cheminement du questionnaire



Document additionnel 3 : Description des clusters par catégorie

	Cla/Mod	Mod/Cla	Global	p-value	v.test
Cluster of favourable/satisfied					
Q15 - « Ethical »	92.20	94.5	51.12	3.87e-79	18.84
Q16 - “Ethical”	94.02	86.5	45.89	1.54e-68	17.50
Q63 - « Agree »	83.52	73.5	43.89	9.81e-35	12.29
Q62 - “More used”	85.09	48.5	28.43	4.97e-20	9.16
Q14 - « Ethical »	74.39	61.0	40.90	1.44e-16	8.26
Q17 - “Ethical”	100.00	21.5	10.72	8.07e-15	7.77
Q17 - « Neutral »	71.25	28.5	19.95	1.77e-05	4.29
Q64 - NA	68.13	31.0	22.69	7.30e-05	3.97
Q64 - « Disagree »	64.00	24.0	18.70	6.86e-03	2.70
Q87 - “BTS, Licence”	66.67	18.0	13.47	8.22e-03	2.64
Q93 - « Other »	77.27	8.5	5.49	8.44e-03	2.63
Q88 - “18-25”	69.23	13.5	9.73	1.13e-02	2.53
Q94 - « Switzerland »	83.33	5.0	2.99	2.03e-02	2.32
Q62 - “Used as currently”	62.32	21.5	17.21	2.38e-02	2.26
Q93 - « Botanist »	81.82	4.5	2.74	3.55e-02	2.10
Q93 - “Student in environment”	71.43	7.5	5.24	4.55e-02	2.00
Q93 - « Environmental consultancy »	38.55	16.0	20.70	2.11e-02	-2.31
Q93 - “Conservatory and natural area”	37.66	14.5	19.20	1.76e-02	-2.37
Q87 - « Master, ingénieur »	45.04	54.5	60.35	1.74e-02	-2.38
Q88 - “26-35”	38.68	20.5	26.43	7.40e-03	-2.68
Q15 - NA	9.52	1.0	5.24	8.76e-05	-3.92
Q14 - “Not ethical”	25.86	7.5	14.46	6.87e-05	-3.98
Q16 - NA	5.00	0.5	4.99	1.46e-05	-4.33
Q14 - « Neutral »	33.81	23.5	34.66	2.73e-06	-4.69

Q63 - “Neutral”	28.80	18.0	31.17	1.11e-08	-5.71
Q64 - « Agree »	24.55	13.5	27.43	2.82e-10	-6.31
Q17 - “Not ethical”	33.63	38.0	56.36	9.34e-14	-7.45
Q16 - « Neutral »	19.83	12.0	30.17	7.24e-16	-8.07
Q63 - “Not agree”	9.52	4.0	20.95	2.37e-18	-8.74
Q15 - « Not ethical »	2.82	1.0	17.71	1.60e-21	-9.53
Q16 - “Not ethical”	2.63	1.0	18.95	1.79e-23	-9.98
Q15 - « Neutral »	6.73	3.5	25.94	1.81e-27	-10.86
Q62 - « Less used »	6.96	4.0	28.68	6.98e-31	-11.55
Cluster of undecided					
Q16 - NA	95.00	95	4.99	2.60e-30	11.44
Q15 - NA	76.19	80	5.24	5.97e-21	9.39
Q14 - NA	35.00	70	9.98	2.47e-11	6.68
Q17 - NA	23.08	60	12.97	4.08e-07	5.07
Q62 - “Don’t know”	11.65	60	25.69	1.06e-03	3.27
Q94 - NA	22.73	25	5.49	3.11e-03	2.96
Q63 - “Neutral”	8.80	55	31.17	2.61e-02	2.22
Q63 - NA	18.75	15	3.99	4.48e-02	2.01
Q14 - “Not ethical”	0	0	14.46	4.05e-02	-2.05
Q88 - “>60”	0	0	15.21	3.38e-02	-2.12
Q16 - “Not ethical”	0	0	18.95	1.33e-02	-2.47
Q62 - “More used”	0.88	5	28.43	1.07e-02	-2.55
Q16 - “Neutral”	0.83	5	30.17	6.91e-03	-2.70
Q63 - “Agree”	1.70	15	43.89	6.48e-03	-2.72
Q14 - “Ethical”	1.22	10	40.90	2.66e-03	-3.00
Q15 - “Neutral”	0	0	25.94	2.08e-03	-3.08
Q15 - “Ethical”	1.46	15	51.12	8.16e-04	-3.35
Q16 - “ Ethical”	0	0	45.89	3.04e-06	-4.67
Cluster of defavourable					
Q15 - “Neutral”	93.27	53.59	25.93	2.49e-33	12.03
Q62 - “Less used”	87.83	55.80	28.68	2.78e-29	11.23
Q16 - “Not ethical”	97.37	40.88	18.95	1.21e-27	10.90
Q15 - “Not ethical”	95.77	37.57	17.71	1.12e-23	10.03
Q16 - “Neutral”	79.34	53.04	30.17	4.88e-20	9.17
Q63 - “Not agree”	86.90	40.33	20.95	6.83e-19	8.88
Q17 - “Not ethical”	63.27	79.01	56.36	3.56e-17	8.43
Q64 - “Agree”	69.09	41.99	27.43	3.21e-09	5.92
Q14 - “Neutral”	63.31	48.62	34.66	1.08e-07	5.31
Q14 - “Not ethical”	74.14	23.76	14.46	1.64e-06	4.79
Q63 - “Neutral”	62.40	43.09	31.17	3.25e-06	4.65
Q93 - “Conservatory and natural area”	59.74	25.41	19.20	4.53e-03	2.84
Q88 - “26-35”	56.60	33.15	26.43	6.05e-03	2.75
Q87 - “Master, ingenieur”	49.59	66.30	60.35	2.76e-02	2.20
Q94 - “Switzerland”	16.67	1.10	2.99	4.64e-02	-1.99
Q93 - “Student in environment”	23.81	2.76	5.24	4.46e-02	-2.01
Q17 - NA	30.77	8.84	12.97	2.56e-02	-2.23
Q64 - “Not agree”	33.33	13.81	18.70	2.27e-02	-2.28
Q14 - NA	25.00	5.52	9.98	6.58e-03	-2.72
Q87 - “BTS, Licence”	27.78	8.29	13.47	5.58e-03	-2.77
Q88 - “18-25”	23.08	4.97	9.73	3.21e-03	-2.95
Q15 - NA	14.29	1.66	5.24	2.84e-03	-2.98
Q87 - “Other”	13.64	1.66	5.49	1.72e-03	-3.13

Q17 - “Neutral”	27.50	12.15	19.95	3.51e-04	-3.57
Q64 - NA	25.27	12.71	22.69	1.15e-05	-4.39
Q16 - NA	0	0	4.99	4.06e-06	-4.61
Q14 - “Ethical”	24.39	22.10	40.90	2.11e-12	-7.03
Q17 - “Ethical”	0	0	10.72	7.83e-13	-7.16
Q62 - “More used”	14.04	8.84	28.43	2.46e-16	-8.20
Q63 - “Agree”	14.77	14.36	43.89	7.11e-29	-11.15
Q16 - “Ethical”	5.98	6.08	45.89	5.86e-54	-15.47
Q15 - “Ethical”	6.34	7.18	51.12	2.68e-65	-17.07

Document additionnel 4 : Distribution of respondents according to their answer of the criteria taken into account in the protocols of translocations (Q26 to Q34)

	Cla/Mod	Mod/Cla	Global	p-value	v.test
Cluster of the majority of respondents agree with the criteria					
Q28 - ”Agreed”	82.99	84.78	46.88	2.21 e-48	14.62
Q27 - “Agreed”	80.87	80.43	45.64	1.82 e-40	13.32
Q33 - “ Agreed”	73.81	84.21	52.37	6.33	12.14
Q31- “ Agreed”	65.17	94.57	66.58	3.45 e-31	11.62
Q34 - “ Agreed”	85.37	57.07	30.67	2.30 e-27	10.84
Q29 - “ Agreed”	87.64	42.39	22.19	2.59 e-20	9.23
Q30 - “ Agreed”	66.51	75.54	52.12	1.92 e-18	8.76
Q32 - “ Agreed”	82.83	44.57	24.69	4.69 e-18	8.66
Q26 - “ Agreed”	69.51	61.96	40.89	1.91 e-15	7.95
Q29 - “ Neutral”	81.97	27.17	15.21	4.75 e-10	6.23
Q32 - “Neutral”	66.13	22.28	15.46	5.51 e-04	3.45
Q94 - “Provence-Alpes-Cote-d'Azur”	68.75	17.93	11.97	7.71 e-04	3.36
Q93 - “Conservatory and natural area”	58.44	24.46	19.20	1.48 e-02	2.44
Q34 - “Neutral”	62.22	15.22	11.22	2.11 e-02	2.31
Q87 - “Master, ingenieur”	50.41	66.30	60.35	2.52 e-02	2.24
Q2 - “Regularly involved”	58.62	18.49	14.46	3.74 e-02	2.08
Q92 - “yes”	49.12	76.09	71.07	4.2 e-02	2.03
Q93 - “Laboratory / University”	34.85	12.5	16.46	4.97 e-02	-1.96 -
Q87 - “BTS, Licence”	33.33	9.78	13.47	4.73 e-02	1.98
Q88 - “18-25”	30.77	6.52	9.73	4.69 e-02	-1.99
Q92 - “No”	37.72	23.37	28.43	3.92 e-02	-2.06
Q26 - “Disagree”	35.06	14.67	19.20	3.44 e-02	-2.12
Q31 - “Neutral”	25.93	3.80	6.73	3.15 e-02	-2.15
Q88 - “>60”	32.79	10.87	15.21	2.59 e-02	-2.23
Q30 - “Disagree”	29.55	7.07	10.97	2.11 e-02	-2.31
Q27 - “Neutral”	28.00	7.61	12.47	6.43 e-03	-2.72
Q94 - “Ile-de-France”	20.69	3.26	7.23	4.25 e-03	-2.86
Q32 - “Disagree”	34.23	20.65	27.68	3.76 e-03	-2.89
Q33 - “Neutral”	25.00	5.98	10.97	2.96 e-03	-2.97
Q28 - “Neutral”	26.42	7.61	13.22	2.09 e-03	-3.08
Q33 - “Disagree”	21.43	4.89	10.47	6.37 e-04	-3.42
Q2 - “Never heard of “	12.50	1.63	5.99	4.73 e-04	-3.49
Q31 - “Disagree”	5.56	0.54	4.49	2.09 e-04	-3.71
Q27 - “Disagree”	22.97	9.24	18.45	8.44 e-06	-4.45
Q29 - “Disagree”	30.61	24.46	36.66	2.75 e-06	-4.69

Q34 - “Disagree”	24.00	13.04	24.94	2.68 e-07	-5.14
Q28 - “Disagree”	14.47	5.98	18.95	2.21 e-10	-6.35
Q34 - NA	20.30	14.67	33.17	1.42 e-13	-7.39
Q32 - NA	17.83	12.50	32.17	1.56 e-15	-7.97
Q29 - NA	10.58	5.98	25.94	1.02 e-18	-8.83
Q26 - NA	7.37	3.80	23.69	3.20 e-20	-9.21
Q33 - NA	8.57	4.89	26.18	2.73 e-21	-9.47
Q28 - NA	3.57	1.63	20.95	9.29 e-22	-9.58
Q27 - NA	5.32	2.72	23.44	1.91 e-22	-9.75
Q30 - NA	2.27	1.09	21.95	8.76 e-25	-10.28
Q31 - NA	2.25	1.09	22.19	3.75 e-25	-10.36
Cluster of the majority of respondents disagreed with the criteria					
Q29 - “Disagree”	69.39	77.27	36.66	1.60 e-32	11.87
Q28 - “Disagree”	85.53	49.24	18.95	2.40 e-26	10.62
Q34 - “Disagree”	76.00	57.58	24.94	3.71 e-25	10.36
Q27 - “Disagree”	77.03	43.18	18.45	4.58 e-18	8.66
Q32 - “Disagree”	64.86	54.55	27.68	1.87 e-16	8.23
Q26 - “Disagree”	64.94	37.88	19.20	1.36 e-10	6.42
Q33 - “Disagree”	78.57	25.00	10.47	1.81 e-10	6.38
Q28 - “Neutral”	71.69	28.79	13.22	6.29 e-10	6.18
Q27 - “Neutral”	72.00	27.27	12.47	1.74 e-09	6.02
Q33 - “Neutral”	72.73	24.24	10.97	1.25 e-08	5.69
Q31 - “Disagree”	94.44	12.88	4.49	3.97 e-08	5.49
Q30 - “Disagree”	70.45	23.48	10.97	8.14 e-08	5.36
Q2 - “Punctually involved”	45.78	57.58	41.39	4.87 e-06	4.57
Q - 31 “Neutral”	70.37	14.39	6.73	4.88 e-05	4.06
Q30 - “Neutral”	48.33	21.97	14.96	7.51 e-03	2.67
Q93 - “Land planning firm”	70.00	5.30	2.49	1.98 e-02	2.33
Q26 - “Neutral”	44.62	21.97	16.21	3.24 e-02	2.14
Q94 - “Pays de la Loire”	60.00	6.82	3.74	3.27 e-02	2.14
Q93 - “Environmental consultancy”	42.17	26.52	20.69	4.81 e-02	1.98
Cluster of favourables / statisfied	28.00	42.42	49.88	3.74 e-02	-2.08
Q94 - “Grand Est”	6.67	0.75	3.74	2.14 e-02	-2.30
Q93 - “Student in environment”	9.52	1.52	5.24	1.44 e-02	-2.45
Q93 - “Other”	9.09	1.52	5.49	1.03 e-02	-2.57
Q29 - “Neutral”	18.03	8.33	15.21	5.84 e-03	-2.76
Q2 - “Never heard of”	0.00	0.00	5.99	4.83 e-05	-4.06
Q2 - “Heard of”	20.92	24.24	38.15	4.82 e-05	-4.06
Q33 - NA	17.14	13.64	26.18	3.77 e-05	-4.12
Q33 - “Agree”	23.33	37.12	52.37	1.93 e-05	-4.27
Q32 - NA	18.60	18.18	32.17	1.79 e-05	-4.29
Q32 - “Agree”	15.15	11.36	24.69	6.81 e-06	-4.49
Q31 - NA	11.24	7.58	22.19	1.76 e-07	-5.22
Q29 - “Agree”	11.24	7.58	22.19	1.76 e-07	-5.22
Q34 - NA	15.79	15.91	33.17	1.18 e-07	-5.29
Q34 - “Agree”	14.63	13.64	30.67	7.84 e-08	-5.37
Q30 - NA	10.23	6.82	21.95	4.82 e-08	-5.46
Q27 - “Agree”	18.58	25.76	45.64	1.51 e-08	-5.66
Q29 - NA	8.65	6.82	25.94	5.61 e-11	-6.55
Q26 - NA	6.32	4.55	23.69	5.65 e-12	-6.89
Q27 - NA	5.32	3.79	23.44	8.35 e-13	-7.15
Q28 - “Agree”	14.89	21.21	46.88	1.96 e-13	-7.35

Q28 - NA	1.190476	0.76	20.95	9.36 e-16	-8.03
Cluster of the majority of respondents neutral / non assigned data					
Q27 - NA	89.36	98.82	23.44	6.27 e-74	18.19
Q28 - NA	95.24	94.12	20.95	1.13 e-72	18.03
Q26 - NA	86.32	96.47	23.69	3.73 e-67	17.31
Q29 - NA	80.77	98.82	25.94	8.57 e-66	17.13
Q30 - NA	87.50	90.59	21.95	1.52 e-60	16.41
Q31 - NA	86.52	90.59	22.19	1.09 e-59	16.29
Q34 - NA	63.91	100.00	33.17	9.59 e-53	15.29
Q33 - NA	74.29	91.76	26.18	7.39 e-51	14.99
Q32 - NA	63.57	96.47	32.17	3.07 e-47	14.44
Q2 - Never heard of	87.50	24.71	5.99	1.00 e-12	7.13
Q2 - Heard of	33.33	60.00	38.15	4.62 e-06	4.58
Q88 - 18-25	46.15	21.18	9.73	2.53 e-04	3.66
Q87 - BTS, Licence	40.74	25.88	13.47	4.46 e-04	3.51
Q93 - Student in environnement	52.38	12.94	5.24	1.40 e-03	3.19
Q93 - NA	48.00	14.12	6.23	2.29 e-03	3.05
Q88 - >60	36.07	25.88	15.21	3.59 e-03	2.91
Q93 - Other	45.45	11.76	5.49	9.58 e-03	2.59
Q92 - No	29.82	40.00	28.43	9.60 e-03	2.59
Q94 - Ile-de-France	41.37	14.12	7.23	1.12 e-02	2.54
Q86 - No	22.63	95.29	89.28	3.58 e-02	2.09
Q94 - Provence-Alpes-Cote-d'Azur	10.42	5.88	11.97	4.44 e-02	-2.01
Q93 - Environmental consultancy	13.25	12.94	20.69	4.27 e-02	-2.03
Q93 - Local collectivity	4.17	1.18	5.99	2.43 e-02	-2.25
Cluster of defavourable	16.02	34.12	45.14	2.15 e-02	-2.29
Q92 - Yes	17.89	60.00	71.07	1.35 e-02	-2.47
Q31- Neutral	3.70	1.18	6.73	1.25 e-02	-2.49
Q31 - Disagree	0.00	0.00	4.49	1.24 e-02	-2.50
Q93 - Conservatory and natural area	9.09	8.24	19.20	2.34 e-03	-3.04
Q88 - 26-35	10.38	12.94	26.43	9.51 e-04	-3.30
Q33 - Neutral	2.28	1.18	10.97	2.20 e-04	-3.69
Q87 - Master, ingenieur	14.88	42.35	60.35	1.70 e-04	-3.76
Q33 - Disagree	0.00	0.00	10.47	2.41 e-05	-4.22
Q28 - Neutral	1.89	1.18	13.22	2.24 e-05	-4.24
Q30 - Disagree	0.00	0.00	10.97	1.40 e-05	-4.34
Q34 - Neutral	0.00	0.00	11.22	1.07 e-05	-4.40
Q30 - Neutral	1.67	1.18	14.96	3.55 e-06	-4.64
Q27 - Neutral	0.00	0.00	12.47	2.71 e-06	-4.69
Q2 - Regularly involved	0.00	0.00	14.46	2.87 e-07	-5.13
Q29 - Neutral	0.00	0.00	15.21	1.23 e-07	-5.29
Q32 - Neutral	0.00	0.00	15.46	9.14 e-08	-5.34
Q26 - Neutral	0.00	0.00	16.21	3.83 e-08	-5.49
Q2 - Punctually involved	7.83	15.29	41.39	1.02 e-08	-5.73
Q27 - Disagree	0.00	0.00	18.45	2.68 e-09	-5.95
Q28 - Disagree	0.00	0.00	18.95	1.46 e-09	-6.05
Q26 - Disagree	0.00	0.00	19.20	1.08 e-09	-6.09
Q29 - Agree	1.12	1.18	22.19	9.17 e-10	-6.12
Q32 - Agree	2.02	2.35	24.69	8.25 e-10	-6.14
Q32 - Disagree	0.90	1.18	27.68	8.49 e-13	-7.15
Q34 - Disagree	0.00	0.00	24.94	7.36 e-13	-7.17
Q34 - Agree	0.00	0.00	30.67	2.51 e-16	-8.19

Q26 - Agree	1.83	3.53	40.89	2.28 e-18	-8.74
Q29 - Disagree	0.00	0.00	36.66	2.47 e-20	-9.24
Q28 - Agree	2.13	4.71	46.88	1.89 e-21	-9.51
Q30 - Agree	3.35	8.24	52.12	9.58 e-22	-9.58
Q33 - Agree	2.86	7.06	52.37	2.84 e-23	-9.94
Q27 - Agree	0.55	1.18	45.64	3.01 e-25	-10.38
Q31- Agree	2.62	8.24	66.58	1.03e-37	-12.84

Documents supplémentaires du Manuscrit 2

Document additionnel 1 : Detail of the different criteria searched in the derogation requests

Categories	**Criteria**	**Possible value and observations**
Generalities	Species concerned	Accepted scientific name (Gargominy *et al.* 2021)
	Type of project	Agriculture / Airport / Cable burial / Wind energy / Hydraulic / Industry / Tourist facilities / Photovoltaic / Protection/safety / Quarry / Road / Urbanisation
	Year of CNPN response	Between 2018 and 2020
	Location of the project	Number of department
	Protection status	Departmental, regional, national, or without protection
	Local conservation issue	Negligible / Low / Moderate / Strong / Very strong Protection status is given in the file.
	Opinion of the CNPN	Favourable / Unfavourable
Costs	Total project cost	In €
	Mitigation hierarchy cost	
	Translocation cost	
	Post-translocation monitoring cost	
Mitigation hierarchy	Measures for avoidance	Number of measures that decrease the impacts of the species concerned
	Measures for reduction	
	Measures for offsetting	
	Gross impacts	Number of individuals impacted
	Impacts after avoidance	
	Residuals impacts	
	Type of measure for the translocation	Offsetting measure / Accompanying measure / Reduction measure / Not identified
Species biology and ecology	Habitat type	EUNIS
	Flowering period	start month/end month
	Biological type	According to Raunkiaer classification (Raunkiaer 1934)
	Regional distribution	Very common / Common / Uncommon / Rare or localized / Very rare or very localized
	Height	In cm
	Generation time	Perennial or annual
	Root depth	In cm
	Soil preference	Type of soil
	Vegetation preference	Phytosociological classification
	Pollination mode	Entomogamy / Anemogamy / Hydrogamy / Zoogamy other than insects / Autogamy / Apogamy
	Dispersal mode	Barochory / Anemochory / Epizoochory / Hydrochory / Endozoochory / Mymekochory / Autochory

	Germination mode	With or without particular conditions
	Dispersal distance	Near or far
	Endemicity	National endemic / Endemic France and 1 or 2 countries / Endemic France and 3 to 5 countries / Non-endemic (France and more than 6 other countries)
Translocation protocol	Plant part used	Extraction of individuals / Seed bank / Seed bank + extraction of individuals / Cutting
	Translocation period	start month/end month
	Number of individuals	-
	Area translocated	-
	Extraction mode	Manual or mechanical
	Seed collection technique	Manual or stripping
	Materials used for translocation	A strip of land with individuals or seed bank / Excavator / Manual shovel / Manual removal / Other methods
	Presence of clods	Bare roots / Mound of soil around the roots / large clod of soil around the roots
	Holes dug before translocation	Yes or no
	The time between extraction and reimplantation	More than one day or less than one day
	Multiplication before reimplantation	Yes or no
	Storage before reimplantation	Yes or no
Host site	Protection	No protection / protected site / protection planned in the mitigation hierarchy
	Risks	No apparent risk / Erosion / Herbivory / Trampling / Pollution
	Range of the project	Host site inside or outside the range of the project
	Distance between source and host site	Less than 1 km / Between 1 and 5 km / Between 5 and 10 km / Between 10 and 20 km / More than 20 km
	Similarity of soil	Yes or no
	Similarity of vegetation	Yes or no
	Presence of the species concerned	Yes or no
	Management planned	Yes or no
	Indices used	Number of individuals present / individuals in bloom / individuals in fruit / Number of seeds / Covering surface / Absence/presence
Post-translocation monitoring	Duration	Number of years of monitoring
	Frequency	-
	Structure in charge of the monitoring	-
	Presence of control population	Yes or no
	Reports send to instructor department	Yes or no

Document additionnel 2 : List of unprotected species for which a translocation has been recommended. (regional red list = list of a French region; national red list = France red list)

Family	**Accepted scientific name**	**Motivation for translocation**
Amaryllidaceae	*Pancratium maritimum* L.	Patrimonial plant
Apiaceae	*Echinophora spinosa* L.	Patrimonial plant
Apiaceae	*Eryngium maritimum* L.	Patrimonial plant
Aristolochiaceae	*Aristolochia clematitis* L.	The host plant of a protected butterfly
Aristolochiaceae	*Aristolochia pistolochia* L.	The host plant of a protected butterfly
Aristolochiaceae	*Aristolochia rotunda* L.	The host plant of a protected butterfly
Asteraceae	*Calendula arvensis* L.	Near Threatened in the regional red list

Brassicaceae	*Malcomia littorea* (L.) W.T.Aiton	Patrimonial plant
Convolvulaceae	*Convolvulus soldanella* L.	Patrimonial plant
Crassulaceae	*Sedum rubens* L.	Endangered in the regional red list
Fabaceae	*Lathyrus hirsutus* L.	Near Threatened in the regional red list
Juncaceae	*Juncus fontanesii* J.Gay	Endangered in the regional and national red list
Orobanchaceae	*Orobanche minor* Sm.	Rare
Poaceae	*Elymus caninus* (L.) L.	Near Threatened in the regional red list
Poaceae	*Elytrigia elongate* (Host) Nevski	Wetland determinant
Rosaceae	*Fragaria viridis* Weston	
Rubiaceae	*Crucianella maritima* L.	Patrimonial plant
Scrophulariaceae	*Verbascum virgatum* Stokes	Critically Endangered in the regional red list

Document additionnel 3 : Analysis without unprotected species

We performed the same analyses considering only protected species for translocated populations.

64.1% of analysed files contained at least one translocation measure proposal. These files had 261 plant populations, of which 31.8% were subject to a translocation measure (83 plant populations).

Among the 83 plant populations of protected species involved in a translocation measure, the most frequent species were *Lotus hispidus* (n = 3) and *Serapias parviflora* (n = 3). The most frequent species in the non-translocated populations were *Serapias neglecta* (n = 6) and *Serapias parviflora* (n = 6). Among the 83 populations concerned by a translocation measure, 3.6% come from species under departmental protection, 55.4% from species under regional protection, and 41.0% from species under national protection.

The results are quite similar across families, habitat types, and project natures when considering only protected species populations.

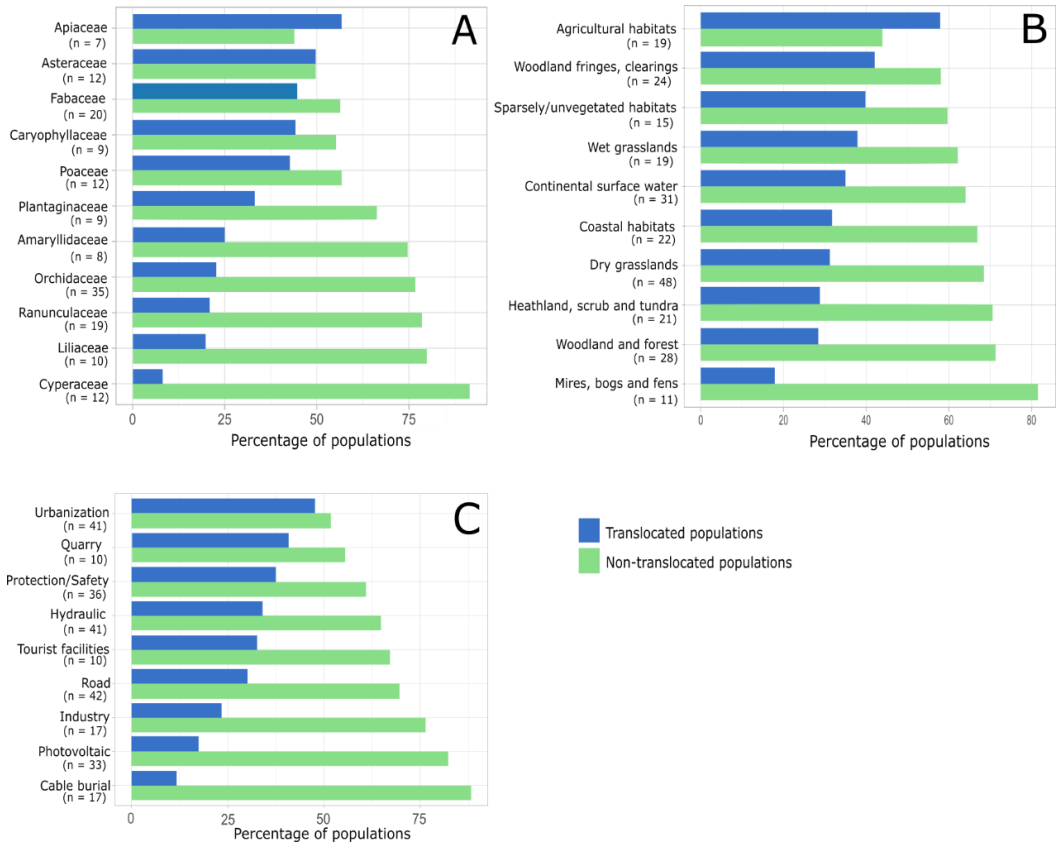


Figure 61 : A. Proportion of translocated and non-translocated populations per plant family. Families with at least nine plant populations were represented. B. Proportion of translocated and non-translocated populations by habitat. Habitats with at least ten plant populations were represented. C. Proportion of translocated and non-translocated populations by project type. Types with at least ten plant populations were represented.

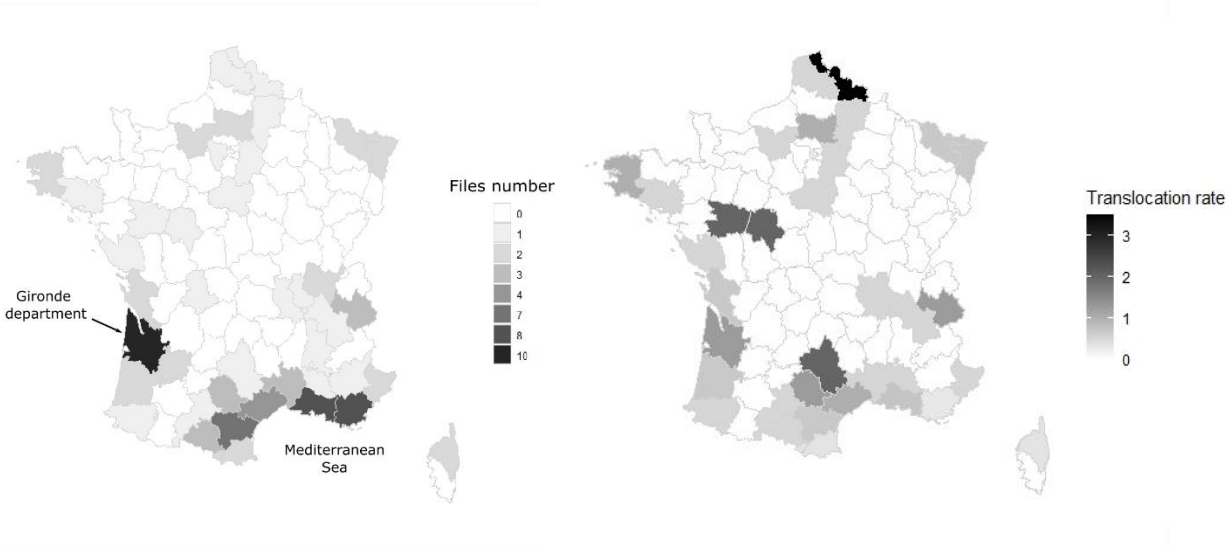


Figure 62 : A. Number of derogation requests analysed by department. B. Mean number of translocations for one file by the department.

There is no difference in the distribution of translocation rate by the department when populations of non-protected species are removed.

Mitigation hierarchy. In the files studied, translocation was mentioned as an accompanying measure in 30.8% of cases, as a reduction measure in 38.5%, and an offset measure in 25.3%. It was not mentioned as a measure in 5.5% of cases. These numbers are very similar to those determined with populations of non-protected species.

Differences between gross and residual impacts are sensibly the same as with unprotected species populations: there is a significant difference in the range of impacts between the translocated and non-translocated populations (YES modality: Estimate = -1.084; p-value = 0.0480). There was also a significant difference between years: in 2018, the mitigation effort was greater than in 2019 and 2020 (2018: Estimate = 6.87; 2019: Estimate = -1.81 and p-value = 0.0030; 2020: Estimate = -1.25 and p-value = 0.0066).

Life-history traits. More criteria are significant without unprotected species populations: A more significant effort was made for translocated populations to include the flowering period, the dispersal mode, vegetation preferences, soil preferences, the generation time, and distribution in the derogation file (Figure 5). Other criteria are sensibly the same.

Considering all criteria, there was no significant difference in biology knowledge between translocated and non-translocated populations (translocated/non-located) (W = 68; P-value = 0.18).

The translocation and flowering period of translocated populations did not differ when populations of non-protected species were removed.

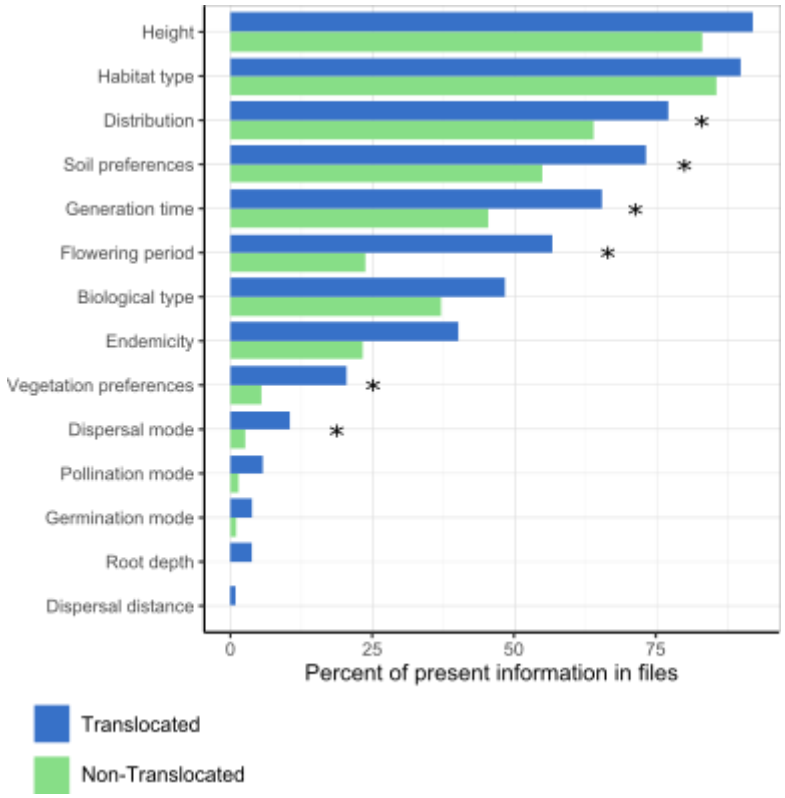


*Figure 63 : Proportion of present information for life-history traits of translocated (103 populations) and non-translocated (179 populations) populations. A Chi² test was applied for each criterion. *p<0.05.*

Translocation protocol. The percentages of missing data are essentially the same when populations of non-protected species are removed.

The quality indices have a median value of 0.47 (1st quartile = 0.27; 3rd quartile = 0.53), which is really low (Figure 6). The median index is therefore slightly higher when populations of non-protected species are removed. But overall, the results are the same with poor protocols.

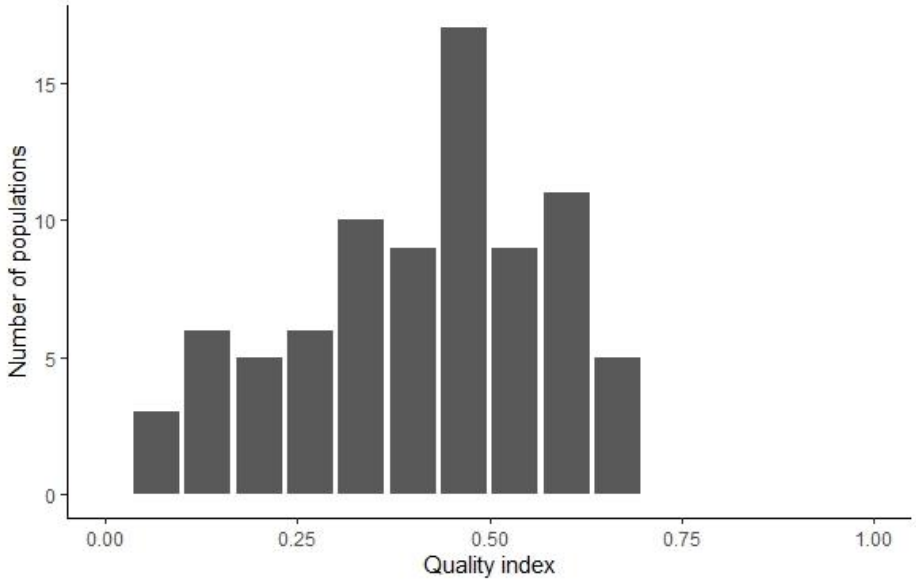


Figure 64 : Distribution of populations planned to translocation according to their quality index

Opinion of the CNPN on the derogation request. The final model is a bit different: there is no difference of opinion with or without post-translocation monitoring measure, and according to the number of individuals. This is surely due to too low count size, as there are 20 fewer populations when non-protected species are not taken into account.

Variable	Modality	N	Odds ratio		p
Consultation with an expert organisation	NO	38		Reference	
	YES	43		3.18 (1.01, 11.24)	0.06
Protection of the host site	NO	67		Reference	
	YES	14		5.72 (1.09, 35.06)	0.05
Presence of the species on the host site	NO	38		Reference	
	YES	43		0.24 (0.06, 0.84)	0.03
Monitoring	NO	7		Reference	
	YES	74		5.42 (0.67, 121.72)	0.17
Number of translocated individuals	<10	14		Reference	
	>10	24		0.37 (0.06, 2.10)	0.27
	>50	14		0.15 (0.02, 1.07)	0.07
	>250	9		0.11 (0.01, 0.97)	0.06
	MISSING VALUE	20		0.51 (0.07, 3.37)	0.48
Suitable translocation period	YES	41		Reference	
	MISSING VALUE	25		1.01 (0.27, 3.72)	0.99
	NO	15		23.05 (4.18, 183.35)	<0.001

0.01 0.1 1 10 100

Figure 65 : Estimated odds-ratios between the CNPN opinion and different variables with 95% intervals under binary regression model. Modalities with an odds ratio> 1 are more likely to be present in files with a favourable opinion.

Costs. The translocation cost was indicated in 63.1% of cases, and 48.5% of cases for post-translocation monitoring cost. Translocation represented 1.0% of the mitigation hierarchy cost (median value calculated on 51 files; 1st quartile = 0.11%; 3rd quartile = 3.5%), and post-translocation monitoring represented 2.85% (median value calculated on 37 files; 1st quartile = 0.23%; 3rd quartile = 13.4%). The median cost for a translocation operation was 3,000 € (1st quartile = 2,000 €; 3rd quartile = 8,800 € for 40 files). The median cost of post-translocation monitoring for one year was 1,171 € (1st quartile = 750 €; 3rd quartile = 1,500 € for 26 files).

The median for perennials was 2,750 € (1st quartile = 2,000 € and 3rd quartile = 5,000 €) and 5,500 € (1st quartile = 2,000 € and 3rd quartile = 8,800 €) for annuals.

Documents supplémentaires du Manuscrit 4

Document additionnel 1 :

(1) Logit(Monitoring) = Time + Objective + Organisation + Biological type + log(Number) + Propagule + Time:Objective + Time:Biological type + log(Number):Propagule + Time:log(Number):Propagule + Time:Organisation + (1|File) + (1|Year) + (1|Family)

(2) Logit(Monitoring) = Time + Objective + Organisation + Biological type + log(Number) + Propagule + Time:Objective + Time:Biological type + Time:log(Number):Propagule + Time:Organisation + (1|File) + (1|Year) + (1|Family)

(3) Logit(Monitoring) = Time + Objective + Organisation + Biological type + log(Number) + Propagule + Time:Objective + Time:log(Number):Propagule + Time:Organisation + (1|File) + (1|Year) + (1|Family)

(4) Logit(Monitoring) = Time + Objective + Organisation + Biological type + log(Number) + Propagule + Time:Objective + Time:Biological type + Time:log(Number):Propagule + (1|File) + (1|Year) + (1|Family)

(5) Logit(Monitoring) = Time + Objective + Organisation + Biological type + log(Number) + Propagule + Time:Objective + Time:log(Number):Propagule + (1|File) + (1|Year) + (1|Family)

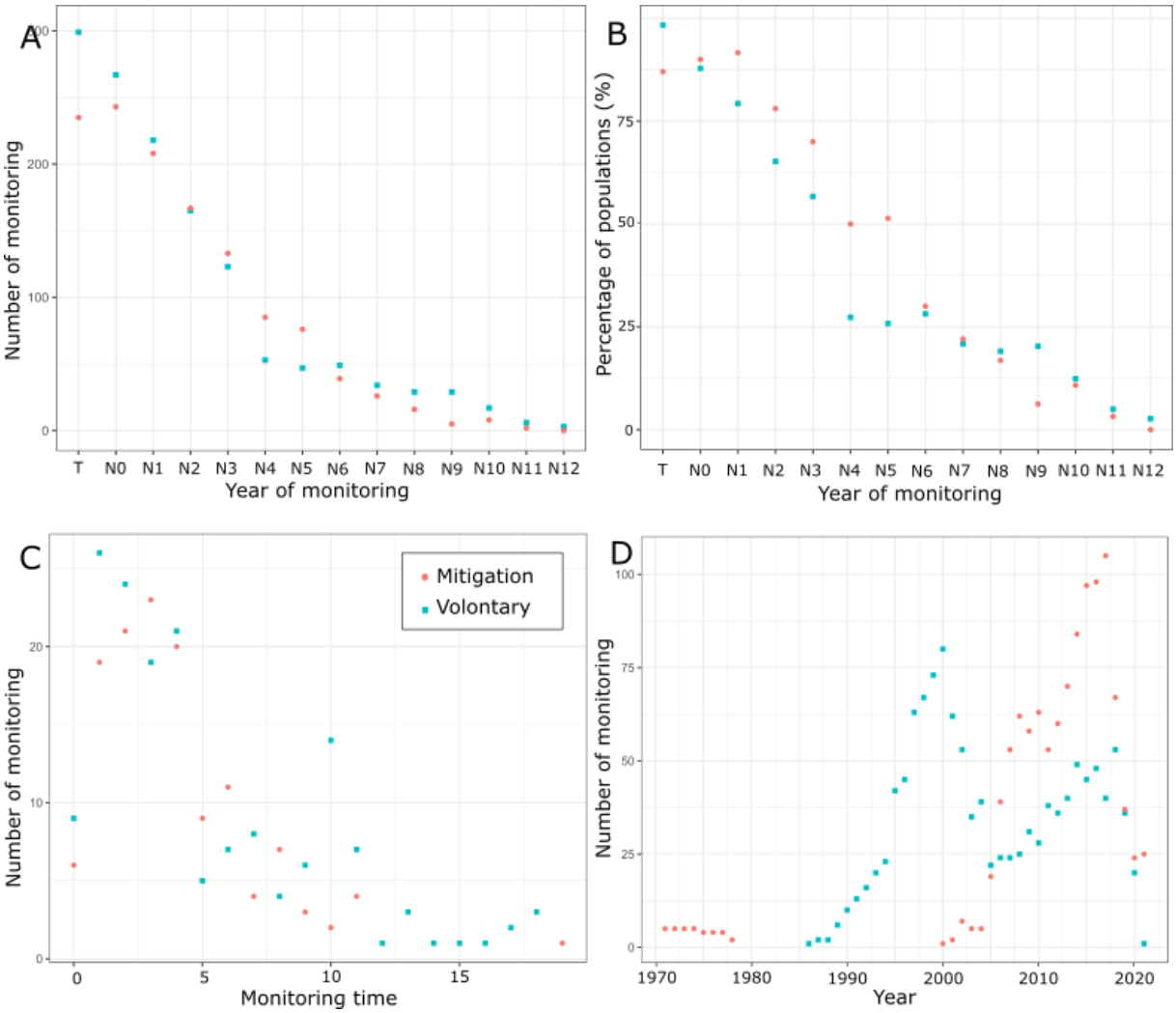
(6) Logit(Monitoring) = Time + Objective + Organisation + log(Number) + Propagule + Time:Objective + Time:log(Number):Propagule + Time:Organisation + (1|File) + (1|Year) + (1|Family)

(7) Logit(Monitoring) = Time + Objective + Biological type + log(Number) + Propagule + Time:Objective + Time:Type bio + Time:log(Number):Propagule + (1|File) + (1|Year) + (1|Family)

(8) Logit(Monitoring) = Time + Objective + log(Number) + Propagule + Time:Objective + Time:log(Number):Propagule + (1|File) + (1|Year) + (1|Family)

1	Problème de convergence et colinéarité ; AIC = 2926
2	Problème de colinéarité ; AIC = 2928
3	Problème de colinéarité ; AIC = 2927
4	Problème de colinéarité ; AIC = 2930
5	AIC = 2929
6	Problème de colinéarité ; AIC = 2923
7	Problème de colinéarité ; AIC = 2924
8	AIC = 2920

Document additionnel 2: Availability of monitoring data according to the translocation type. A: Number of available monitoring in each post-translocation year. B: Percentage of monitoring relative to the number of expected monitoring. C: Monitoring time. D: Number of monitoring available per year.



Documents supplémentaires du Manuscrit 5

Document additionnel 2 : Environmental variables proposed by the WorldClim website and used in this project.

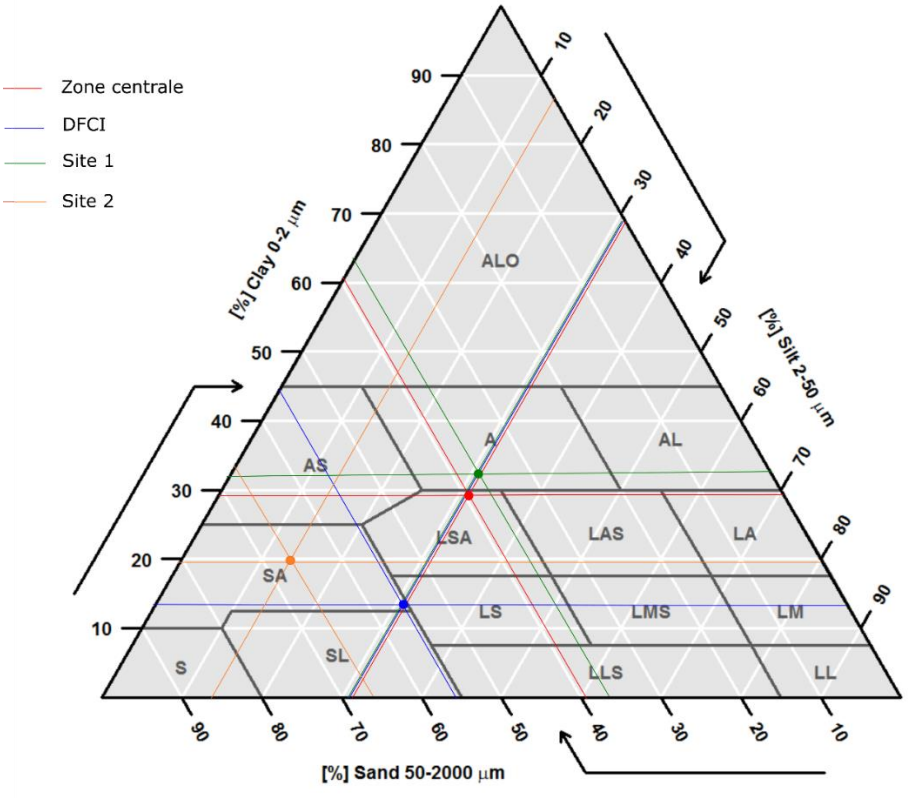
Bio1	Annual mean temperature
Bio2	Mean diurnal range (mean of monthly (max temp - min temp)
Bio3	Isothermality
Bio4	Temperature Seasonality (standard deviation x 100)
Bio5	Max temperature of warmest month
Bio6	Min temperature of coldest month
Bio7	Temperature annual range (Bio5-Bio6)

Bio8	Mean temperature of wettest quarter
Bio9	Mean temperature of driest quarter
Bio10	Mean temperature of warmest quarter
Bio11	Mean temperature of coldest quarter
Bio12	Annual precipitation
Bio13	Precipitation of the wettest Month
Bio14	Precipitation of the driest month
Bio15	Precipitation seasonality (coefficient of variation)
Bio16	Precipitation of wettest quarter
Bio17	Precipitation of driest quarter
Bio18	Precipitation of warmest quarter
Bio19	Precipitation of coldest quarter

Document additionnel 3 : Soil tests (in %)

	Central zone/zone 1	**DFCI/zone 5**	**Site A**	**Site B**
Coarse sand	15,5	17,4	22,1	51,7
Fine sand	24,2	39	15,3	15,9
Coarse silt	14,5	8,1	16,6	6,5
Fine silt	16,3	22,5	13,9	6,7
Clay	29,6	13	32,1	19,2
Batting index	0,12	0,23	-0,06	-0,13
Useful reserve	48	32	91	85
pH water	8,2	8,4	8	8
Total limestone (%)	13,3	75,4	5,9	34,3
Organic matter (%)	6,9	5,9	20,6	22,7
Organic carbon (%)	4	3,4	12	13,2
Moisture	16,7	9,1	13	8,3

Document additionnel 4 : Texture triangle


Zone centrale
DFCI
Site 1
Site 2
[%] Clay 0-2 µm
[%] Silt 2-50 µm
[%] Sand 50-2000 µm
ALO
A
AL
AS
LSA
LAS
LA
SA
LS
LMS
LM
S
SL
LLS
LL