



HAL
open science

Evaluation de la capacité adaptative des socio-écosystèmes forestiers français face au changement climatique: le cas de la migration assistée

Roxane Sansilvestri

► To cite this version:

Roxane Sansilvestri. Evaluation de la capacité adaptative des socio-écosystèmes forestiers français face au changement climatique: le cas de la migration assistée. Biodiversité et Ecologie. Université Paris Saclay (COMUE), 2015. Français. NNT : 2015SACLS257 . tel-01310155

HAL Id: tel-01310155

<https://theses.hal.science/tel-01310155>

Submitted on 2 May 2016

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

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

THESE DE DOCTORAT DE L'UNIVERSITE PARIS-SACLAY,

Préparée à l'Université Paris Sud

NNT 2015SACLS257

ECOLE DOCTORALE N°581

Agriculture, Alimentation, Biologie, Environnement et Santé

Sciences de l'environnement

Par

Roxane Sansilvestri

**Evaluation de la capacité adaptative des socio-écosystèmes
forestiers face au changement climatique : le cas de la migration
assistée**

Thèse présentée et soutenue à l'AgroParisTech, Paris, le 17 Décembre 2015,

Composition du Jury :

M. Pierre PECH, Professeur, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne

M. François LEFEVRE, Docteur, INRA, Avignon

M. François SARRAZIN, Professeur, UPMC, Paris

Mme Jane LECOMTE, Professeure, Université Paris Sud

Mme Annie MONTPETIT, Doctorante, Université du Québec en Outaouais

M. Juan FERNANDEZ-MANJARRES, Docteur, CNRS

Mme Nathalie FRASCARIA-LACOSTE, Professeure, AgroParisTech

Président

Rapporteur

Rapporteur

Examinatrice

Examinatrice

Directeur de thèse

Co-directrice de thèse

Mots clés : adaptation, migration assistée, forêt, transformabilité, capital social, stratégie, résilience

Résumé

Dans la problématique du changement climatique, la mise en place de nouvelles stratégies d'adaptation apparaît comme un des grands challenges de nos sociétés actuelles. C'est au début des années 2000, que la communauté scientifique a proposé une option de gestion de la biodiversité afin de limiter les impacts dus à la vitesse du changement climatique, cette option étant connue sous le nom de migration assistée (MA). Cependant, malgré une justification théorique intéressante, l'application de cette pratique a soulevé de nombreuses questions autant éthiques, écologiques, économiques que politiques. Tout au long de cette thèse, je me suis intéressée à la capacité d'adaptation des acteurs face au changement climatique, via la mise en place de nouvelles pratiques de gestion, en s'intéressant tout particulièrement au cas de la MA. Compte tenu du rythme de migration lent des espèces forestières, les forêts représentent un écosystème pertinent pour la mise en place de la MA, et plus spécifiquement pour la France, qui compte plus de 29% de son territoire en surface boisée avec une forte problématique de fragmentation. Dans la première partie de cette thèse, nous nous sommes intéressés au débat que la MA a suscité et j'ai analysé les blocages qui existent actuellement dans sa conception et sa mise en place. Sur la base d'une analyse comparative entre la France et le Canada, j'ai pu mettre en évidence que les différentes conceptions d'adaptation et de MA entre les acteurs politiques et les scientifiques représentaient des barrières à l'application de programmes de MA. Ainsi, j'ai proposé une nouvelle conception de la MA, avec un volet écosystémique, permettant de limiter les approches économico-centrée de ces programmes. De plus, j'ai démontré que l'action de MA ne s'inscrit pas seulement dans une démarche de précaution mais également de prévention, dénouant ainsi le blocage présent sur la question du « quand doit-on agir ? ». Après une analyse théorique et empirique de la MA et de son contexte, dans la seconde partie, nous nous sommes posés la question de sa réelle application sur le terrain. J'ai donc analysé la capacité des acteurs forestiers locaux à mettre en œuvre des stratégies d'adaptation grâce à une méthode originale d'estimation des capitaux locaux. Malheureusement, cette analyse a montré qu'à l'heure actuelle, les forestiers mettent plus facilement en place des stratégies favorisant la robustesse que des stratégies plus complexes de résilience globale ou de transformabilité, telle que la MA, augmentant ainsi la fragilisation des socio-écosystèmes et risquant des transitions brutales.

Keywords: adaptation, transformability, forest, assisted migration, social capital, strategy, resilience

Abstract

In a climate change context, the implementation of adaptive strategies appears as one of the greatest challenges for our societies. At the beginning of the 21st century, the scientific community proposed an adaptation option to limit climate change impacts on biodiversity, the assisted migration (AM). Despite a good theoretical justification, the AM application raises several questions about ecological, economical, ethical and political issues. Along this thesis, I was interested in the adaptive capacity of society actors concerning the changing climate, through the implementation of new practices as AM. Given the slow migration capacity of tree species, forests represent a relevant ecosystem for AM application, especially in France which has more than 29% of its surface as forest areas that are highly fragmented. In the first part of this thesis, I concentrated on the AM debate and I analyzed the actual barriers in its conception and its implementation. On the basis of a comparative analysis between France and Canada, I highlighted that different acceptations of adaptation and AM between policy and scientific actors represent a barrier for the implementation of adaptive strategies, as AM. Hence, I proposed a new concept of AM at the ecosystem scale, allowing limiting the focus on economic issues of AM programs. Moreover, I demonstrated that the AM actions are not constrained in a precautionary approach but could be applied in a prevention context. These results unties the deadlock about the “when to act?” question. After an empirical and theoretical analysis of AM and its context, in the second part of this thesis, I was interested on the real application of AM in the field. Therefore, I evaluated the capacity of forest actors to change their practices in a climate change context, with an original method based on the estimation of local capitals. Sadly, this analysis showed that for the moment, foresters implement more easily strategies for increasing robustness than resilient or transformative strategies, increasing the fragility of socio-ecosystems and risking a violent collapse of them.

Table des matières

Résumé.....	2
Abstract.....	3
Table des matières.....	4
Introduction générale.....	6
Première partie : De la conception scientifique à l’application sociétale, les divergences de langage et d’outils comme barrières à l’adaptation.....	17
Introduction de la première partie.....	19
Chapitre 1 : Reconstructing a deconstructed concept : Policy tools for implementing assisted migration for species and ecosystem management.....	23
Chapitre 2 : One option, two countries, several strategies: subjacent mechanisms of assisted migration implementation in Canada and France.....	55
Deuxième partie : Analyse de la capacité adaptative des acteurs forestiers face au changement climatique.....	85
Introduction de la deuxième partie.....	87
Chapitre 3 : A multi-dimensional adaptive capacity assessment : forest social-ecological systems across climatic gradient.....	89
Conclusion générale.....	173
Bibliographie.....	181
Annexes :	191
Annexe 1.....	191
Annexe 2.....	203

Introduction générale

Depuis déjà plus 70 ans, la pression des changements climatiques sur les systèmes vivants est de plus en plus forte. En 2007, le GIEC prévoyait des augmentations de température de +3,6°C pour 2100 en suivant le scénario A2 (IPCC (International Program for Climate Change) 2007). Aujourd'hui la température globale a déjà augmenté de 0.85°C, plaçant la problématique des changements climatiques au cœur des questions de société. L'ensemble des écosystèmes sont actuellement impactés par les changements rapides des conditions environnementales impactant par conséquent la production de ressources et services écosystémiques. Pour faire face à cette menace et maintenir un état fonctionnel et durable des écosystèmes, les sociétés humaines doivent développer dès aujourd'hui des stratégies d'adaptation.

En France métropolitaine, la forêt recouvre 29.8% du territoire et sa surface est en progression chaque année (+0,6%/an depuis 1980), plus particulièrement dans l'arc méditerranéen, la Bretagne et les Pays de la Loire (Institut Géographique National 2013). Cette progression est notamment due à l'abandon des terres par l'agriculture et le pastoralisme, et dans une moindre mesure, par la création de réserve naturelle. La question de la gestion de ces espaces forestiers apparaît ainsi comme une problématique principale pour le territoire français. Compte tenu de son étendue, la forêt est en interaction avec de nombreux acteurs allant du simple forestier au politicien en passant par les chercheurs et les membres d'associations locales ou territoriales. Les écosystèmes forestiers se définissent par les nombreux services écosystémiques qu'ils rendent et par des échelles spatiales et temporelles très larges. En France, 75% des surfaces forestières sont privées avec environ 3.5 millions de propriétaires (MAAF, 2015, <http://agriculture.gouv.fr/foret-bois>). Sur les 25% restants, 15% des forêts sont domaniales (appartenant à l'Etat) et 10% sont communales. Cette division des surfaces engendre une fragmentation des mécanismes de décision et une multiplication des

acteurs en jeu, ajoutant une complexité administrative à la complexité écologique des écosystèmes forestiers.

La France bénéficie d'une culture forestière ancestrale avec des premiers aménagements forestiers datant du 13^{ème} siècle et une organisation forestière naissant à partir du 16^{ème} siècle. Historiquement, la gestion forestière en France est très utilitaire avec des espérances principalement économiques (Boutefeu and Arnould 2006). Ainsi le forestier voit sa fonction comme une optimisation de la production forestière par le développement de techniques et d'outils. La création de l'Ecole nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts en 1965 permet la naissance du statut officiel d'ingénieur forestier. Le monde forestier entre dans une ère de modernité, « *l'ère des technocrates* » (Thoening 1973), avec la création de nombreuses institutions politiques (Office National des Forêts, Centres Régionaux de la Propriété Forestière) et de centres de recherche et développement (Institut de Développement Forestier, Inventaire Forestier National) La foresterie devient symbole de technicité avec une imposition de la science dans les questions de gestion forestière, depuis la caractérisation des stations forestières jusqu'au choix des essences. On voit naître une conception technico-économique de la forêt, avec la déclaration du directeur général de l'Office National des Forêts en 1964 « *produire plus, produire mieux, produire et récolter moins cher, vendre mieux* ». Cet héritage culturel laisse aux forestiers actuels une pensée communautaire qu'une belle forêt est avant tout une forêt gérée. Il en résulte des paysages forestiers français très marqués par la présence humaine et les choix de gestion passés. C'est dans les années 80, qu'un soulèvement vient ébranler la communauté forestière, avec une remise en question de la politique productiviste. Ce sont d'abord des arguments esthétiques qui viennent s'opposer à la politique forestière en cours. Mais cette opposition s'essouffle rapidement face à la posture économique affirmée des forestiers. Ce sera finalement la naissance d'arguments environnementaux qui feront fléchir la technocratie forestière (Otto 1998). Ainsi la prise en

compte de l'ensemble des composantes naturelles de la forêt (pédologie, biodiversité, phytologie) s'installe dans les écoles forestières. Dans les années 90, on observe ainsi la mise en place d'une nouvelle vision de la forêt avec une politique de multifonctionnalité. Comme disait Aristote, un système était bien plus que la somme de ses composantes, le forestier admet que la forêt n'est pas seulement une addition d'arbres. Le forestier doit à présent répondre à une demande économique mais également aux préoccupations sociales et environnementales (Boutefeu 2006). On peut tout de même noter que dans la plupart des forêts publiques, la fonction économique reste centrale du fait des obligations financières de l'Office National des Forêts pour sa propre subsistance.

Plus récemment, la problématique du changement climatique a amené une nouvelle complexité à la communauté forestière. Jusqu'à présent, le forestier pouvait se baser sur les connaissances techniques et biologiques pour effectuer ses plans de gestion, en termes de choix de peuplements et de pratiques sylvicoles. Seulement aujourd'hui, les forestiers doivent composer avec de nouvelles conditions environnementales et l'incertitude associée aux scénarios climatiques. Ainsi, le gestionnaire forestier doit continuer de faire des choix adaptés pour les 10, 40 voire 80 prochaines années, mais sans connaissances ou ni certitudes sur les conditions de croissance de sa forêt. C'est donc une institution de perfectionnement technique, très attachée aux rites et traditions, qui se voit ébranlée par cette incertitude et les changements de paradigme qu'elle suggère. En France, on observe pour l'instant des effets épars du changement climatique mais bien présents, les deux plus marqués étant le dépérissement de certaines essences et les invasions nouvelles ou plus marquées de ravageurs et pathogènes (DRYADE 2010). Cependant, les forestiers restent dans une position très attentiste face au changement climatique méfiant de la remise en question des pratiques traditionnelles et inquiet des conséquences sur le paysage forestier (Louis Amandier, Com.

Pers.). Alors dans une période climatique incertaine et un contexte forestier complexe, comment assurer la pérennité des forêts ?

Dans le cadre des stratégies d'adaptation, au début des années 2000, une nouvelle stratégie a été proposée pour limiter les impacts du changement climatique sur la biodiversité. Cette stratégie est appelée migration assistée (MA). Cette pratique consiste à déplacer volontairement des espèces ou des populations d'une région où elles sont menacées climatiquement vers une région où on suppose qu'elles survivront sous un scénario climatique futur (Shirey and Lamberti 2010). Cette proposition a été renforcée suite à la publication d'une carte sur l'effet de la vitesse des changements de températures sur les espèces, estimant la distance nécessaire à parcourir par les espèces pour retrouver des conditions environnementales durables sous le scénario climatique A1B (Loarie et al. 2009). Cependant entre 2007 et 2010, un violent débat a été créé autour de la mise en place de cette pratique pour la gestion de la biodiversité et des écosystèmes (McLachlan et al. 2007, Hunter 2007). En effet, la question de la MA a soulevé de nombreuses questions écologiques, les plus répandues étant les risques biologiques possibles suite à un programme de MA. Dans ces risques, les plus souvent énoncés sont, le risque d'invasion biologique dans la région d'implantation de la population (Ricciardi and Simberloff 2009b) et la contamination génétique des populations locales déjà présentes dans la région d'implantation (Vitt et al. 2010). Mais la MA ne soulève pas seulement des questions écologiques. Comment faire si le déplacement de population entraîne un mouvement transfrontière ? A qui revient le coût de ces interventions coûteuses ? Comment les changements dans le paysage et la biodiversité locale seront perçus par les acteurs locaux ? Avons-nous la responsabilité d'être proactif dans notre gestion face aux changements climatiques quitte à jouer aux créateurs ou devons-nous laisser la nature s'adapter d'elle-même ? Ainsi l'application de la MA révèle des enjeux plus

qu'écologiques mais également politiques, économiques, sociaux et éthiques (Schwartz et al. 2012).

C'est dans ce contexte que le projet AMTools (Assisted Migration Tools) a vu le jour en 2012 sous la direction de Juan Fernandez-Manjarrès au sein du laboratoire ESE. Ce projet a pour vocation de s'intéresser à la question de l'adaptation en milieu forestier, des enjeux liés à la mise en place de la MA et développer des outils pertinents pour les acteurs locaux afin de faciliter, dans la mesure de sa pertinence, l'application de la MA. Le projet s'articule autour de trois axes principaux : 1) Estimer la vulnérabilité des principaux peuplements forestiers français grâce à des simulations climatiques et écologiques ; 2) Comprendre les mécanismes et les enjeux, autre qu'écologiques, cachés derrière la mise en place de stratégie d'adaptation complexe ; 3) Evaluer la capacité adaptative des acteurs face au changement climatique en estimant notamment leur capacité à mettre en place de nouvelles pratiques forestières, dont la MA. Pour étudier ces axes, un poste de post-doctorante (Marta Benito-Garzon) a été sollicité pour la réalisation des modèles climatiques et écologiques, et une thèse a été conçue dans l'objectif de traiter des questions interdisciplinaires concernant la MA et la question de l'adaptation. Jusqu'à présent dans la littérature scientifique la question de la MA a particulièrement été développée pour des espèces ayant un statut d'espèces menacées et pour qui l'on suppose une aggravation en contexte climatique (McLane and Aitken 2012), et également pour les essences forestières à vocation commerciale (Pedlar et al. 2012). Le projet AMTools se concentre sur les essences forestières présentes dans les forêts aménagées afin de tenter de déterminer comment la mise en place de nouvelles stratégies d'adaptation, comme la MA, peuvent permettre de limiter les impacts du changement climatique. On entend par forêts aménagées, toutes forêts possédant, au minimum, une intervention humaine par an et ne possédant pas le statut de parc ou réserve. La question suivante s'est alors posée : Quels sont

les enjeux présents dans la mise en œuvre de nouvelles stratégies d'adaptation complexes, telle que la MA, dans la gestion des forêts françaises ?

La première chose à prendre en considération est que toutes les forêts ne sont pas égales face au changement climatique. En effet, la vulnérabilité n'est pas la même pour toutes les essences forestières ou tous les acteurs. La vulnérabilité se décrit par trois composantes, l'exposition, la sensibilité et la capacité adaptative (CA) (IPCC, 2007). L'exposition et la sensibilité représentent les forces auquel est soumis le système et la réponse de ce système à la perturbation. Ces deux composantes peuvent être évaluées grâce à des simulations bioclimatiques. Aujourd'hui la grande inconnue reste la capacité adaptative de ces systèmes. L'IPCC (2007) définit la CA comme la capacité d'un système à se préparer et s'ajuster aux perturbations pour diminuer les impacts négatifs. Dans notre cas, la CA représente à la fois la capacité d'adaptation des différentes essences forestières, en termes de plasticité, et la capacité des acteurs à limiter les impacts du changement climatique via leurs choix de gestion. Ainsi la notion de CA fait écho à des concepts bien plus larges et complexes, ceux d'adaptabilité et de résilience. Malheureusement, si les concepts de résilience et d'adaptation sont devenus quasi incontournables dans les réflexions climatiques, leur application sur le terrain n'est pas pour autant répandue. En effet, jusqu'à présent ces notions restent avant tout théorique et il est difficile pour de nombreux acteurs de les percevoir, les comprendre et d'autant plus de les appliquer.

Si pendant longtemps, le terme adaptation ou adaptabilité a été marquée par les sciences biologiques et écologiques avec la théorie de l'évolution de Darwin (XIX^{ème} siècle), dans le contexte du changement climatique sa définition s'est vue dans l'obligation d'évoluer. Aujourd'hui, pour les acteurs de la société l'adaptation prend aujourd'hui un tout autre sens que celui emprunt du Darwinisme, et la définition la plus répandue est celle décrite par l'IPCC (2007), décrivant l'adaptation comme : « *un ajustement des systèmes humains et*

naturels en réponse à des stimuli ou effets climatiques actuels ou attendus, afin d'atténuer les effets néfastes ou d'exploiter les opportunités bénéfiques ».

Les concepts de CA et résilience ne sont pas les mêmes, cependant ils sont étroitement liés. En règle générale, des facteurs favorisant la CA favorise indubitablement la résilience du système. En fait, la force d'adaptabilité d'un système représente sa capacité à influencer sa propre résilience (Walker et al. 2004). A l'origine, le concept de résilience nous vient des sciences physiques, se basant sur les capacités d'un corps à retrouver sa forme originelle après une perturbation. Dans les années 70, Holling reprendra cette notion pour l'appliquer aux sciences écologiques, et la décrira comme « *la persistance d'un système écologique et son habilité à absorber un changement ou une perturbation, et maintenir les mêmes relations entre ses populations et ses variables d'état* » (Holling 1973). On parle de résilience écologique. Dans cette définition, la résilience est conçue comme un maintien de la stabilité d'un système dans une gamme d'équilibres. Ainsi on parlerait plutôt de la robustesse du système. A partir de Holling, les sciences sociales se sont ensuite imprégnées du terme de résilience, la décrivant comme « *la capacité d'un système à absorber une perturbation et se réorganiser alors qu'un changement est en cours et ainsi maintenir grossièrement les mêmes fonctions, structures, identités et rétroactions* » (Folke 2006). On parle alors de résilience sociale, celle-ci est plus comprise comme une forme d'adaptabilité du système à de nouvelles conditions environnementales (Keck and Sakdapolrak 2013). Cette résilience intègre une possibilité de changement, d'évolution ou adaptation du système. La résilience donne naissance à un système identique dans sa structure générale mais avec la possibilité de dynamiques et interactions modulées. Dans toutes ces définitions, le concept de résilience suggère l'existence d'une rupture ou « shift » du système en cas de perturbation trop forte ou de capacité adaptative trop faible. La pression du changement climatique étant continue et sûrement étendue dans le temps, on peut se poser la question de la force de résilience des

systèmes et de la pertinence de ce concept dans un contexte de changement permanent. L'adaptabilité ou la résilience doit alors être vue comme des processus de dynamique évolutive constant et jamais stabilisé du fait que les conditions sont perpétuellement changeantes (Magnan 2009). De ces réflexions est né un tout nouveau et très récent concept, celui de transformabilité. Cette résilience poussée à l'extrême se décrit comme « *la capacité d'un système de transformer son paysage de stabilité et de créer un nouveau système lorsque ses conditions écologiques, économiques ou sociales deviennent insoutenables* » (Walker et al. 2004, Folke et al. 2010). En conclusion la résilience se définirait comme « *la capacité d'un système de d'abord résister dans son état initial avec ses fonctions originelles face à une perturbation ou un changement, dans une seconde mesure de s'adapter à de futures challenges et conditions, et enfin de se transformer de manière à éviter l'effondrement et améliorer son fonctionnement* » (Keck and Sakdapolrak 2013). A travers toutes ces définitions, on comprend bien comment l'idée fondamentale de résilience repose sur des enjeux et considérations écologiques mais ne peut en aucun cas être isolé des problématiques sociales (O'Brien et al. 2009).

Alliant structure écologique et structure sociale, le concept de socio-écosystème (SES) aussi connu comme système couplé homme-nature (Liu et al. 2007), représente un modèle théorique idéal pour l'étude des systèmes forestiers. Compte tenu de la longueur de leur histoire de vie et des imprégnations économiques, politiques et sociales des systèmes forestiers, ceux-ci représentent un cas particulièrement intéressant de SES. Ainsi au sein du projet AMTools, les forêts ont été conçues et étudiées sous le modèle du SES. A l'inverse de la résilience, le concept de SES est né initialement des sciences économiques et sociales, sur la base des systèmes d'irrigation agricole (Ostrom 1990). Aujourd'hui, il est de plus en plus utilisé par les sciences écologiques conscientes de l'augmentation de l'empreinte humaine sur les systèmes écologiques. Il est important de prendre en compte que ces systèmes écologiques

et sociaux ne sont pas figés et indépendants. Le modèle du SES permet ainsi de visualiser les dynamiques et les interactions d'un système dans son intégralité. Au cœur de l'interaction homme-nature, le concept de SES intègre les boucles de rétroaction entre les différentes parties du système. De façon simplifiée, un SES peut se décrire comme l'interaction d'un sous-système écologique et d'un sous-système sociétal (Fig. 1), avec la fourniture de services écosystémiques par le sous-système écologique pour le sous-système sociétal, et d'une réponse humaine en retour vers le sous-système écologique. Ce SES peut se décrire à partir de quatre critères principaux : 1) il existe des interactions complexes et des rétroactions entre les sous-systèmes naturels et humains ; 2) ils sont caractérisés par des règles à la fois sociales et écologiques ; 3) ils sont définis très localement et leur dynamique interne résulte de processus sur une échelle temporelle très longue ; 4) chacune des structures est caractérisée par des dynamiques internes qui lui sont propres et soumises à des pressions externes, comme le changement climatique ou le marché économique global. Ainsi dans un SES, une perturbation engendrera des conséquences sur l'ensemble du système et des sous-systèmes de façon directe ou indirecte, ce qui influence l'un influence l'autre. Aussi la capacité de résilience d'un SES dépend à la fois de la capacité du sous-système écologique à s'adapter aux nouvelles conditions environnementales et à la capacité des acteurs du sous-système sociétal à se réorganiser. Afin d'étudier un SES, il est crucial de déterminer les échelles spatiales et temporelles, d'identifier clairement les limites du système donné et d'utiliser des approches innovantes pour comprendre les enjeux complexes qui le caractérise (Carpenter et al. 2005).

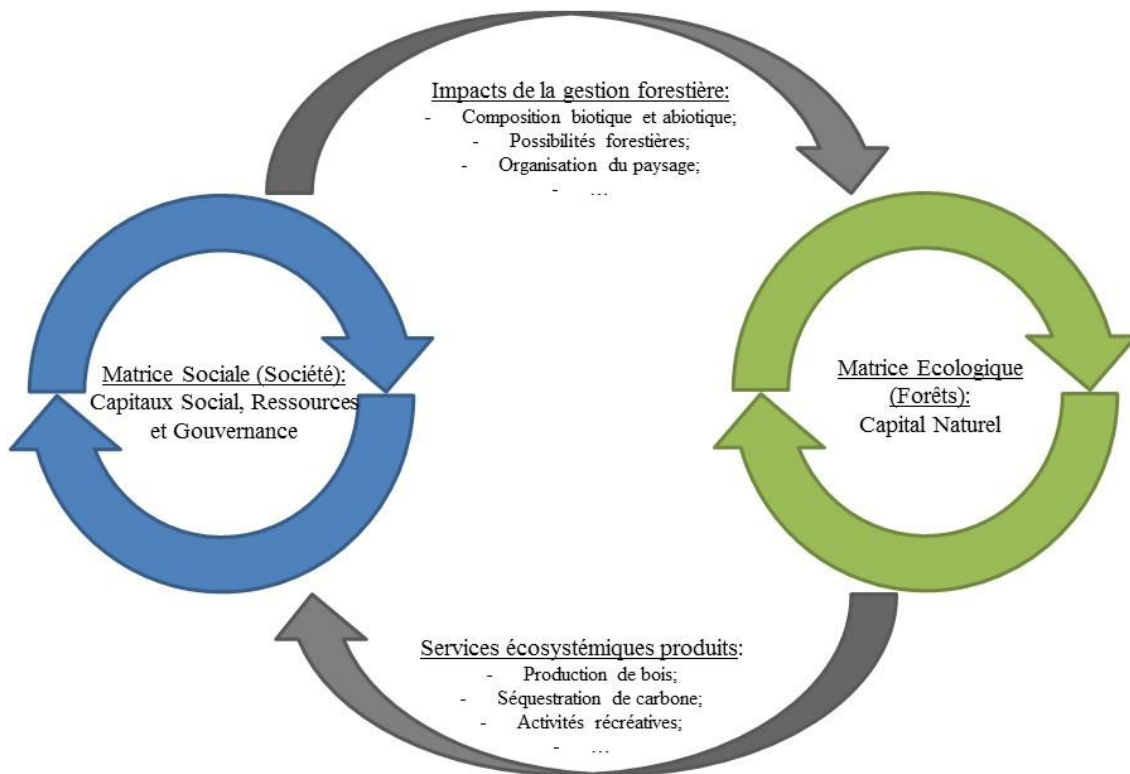


Figure 1: Représentation simplifiée et heuristique d'un socio-écosystème forestier. Les flèches grises représentent les interactions ou rétroactions entre les deux matrices et; les flèches bleues et vertes représentent les dynamiques internes de chaque matrice.

Face à ces concepts complexes et la richesse de cette problématique, ma thèse avait pour objectif de **(1)** réaliser une analyse du concept de MA et les implications éthiques, écologiques, économiques et politiques de cette nouvelle option de gestion dans le cadre des systèmes forestiers ; **(2)** comprendre les mécanismes de mise en place de nouvelles stratégie d'adaptation comme la MA et l'influence du jeu d'acteurs ; et enfin **(3)** évaluer la capacité des systèmes forestiers français à mettre en place des stratégies d'adaptation complexes et estimer la pertinence de l'application de la MA pour ces systèmes forestiers.

Cette thèse s'articule sur trois chapitres. Le premier chapitre s'intéresse au contexte de la MA en termes éthiques, juridiques et stratégiques. L'analyse des grands principes juridiques environnementaux internationaux a permis de dresser un schéma d'application, en soulignant le caractère préventif de la MA jusqu'ici perçue uniquement comme une action de

précaution. Le schéma d'application ainsi développé, permet d'accompagner les acteurs depuis le début de la réflexion du programme jusqu'à sa mise en place sur le terrain. De plus, la MA a pu être définies selon deux approches bien distinctes, centrée sur l'espèce ou sur l'écosystème, permettant une simplification de sa conception et de son applicabilité.

Après avoir analysé le contexte générales de la MA, le second chapitre est consacré à l'étude de la perception des concepts d'adaptation et de MA. Cette étude consiste en une analyse de la perception de ces concepts par les différents acteurs et les conséquences de ces divergences de conception sur l'application de stratégie d'adaptation comme la MA. Jusqu'à présent, le Canada est le seul pays ayant implémenté officiellement des programmes de MA pour des essences forestières. Ainsi, une analyse comparative a été effectuée entre le Canada et la France afin de comprendre les différents mécanismes, officiels ou officieux, entrant en jeu dans les politiques de mise en œuvre de stratégie d'adaptation. Un regard tout particulier a également été porté sur l'influence des différences de langage et de codes, entre les acteurs et les pays, sur des notions comme l'adaptation, la forêt ou la MA.

Enfin le dernier chapitre traite de la vulnérabilité des socio-écosystèmes forestiers français et de la question de l'acceptabilité de l'adaptation. La MA étant une option encore peu connue et transformatrice des systèmes, il semblait intéressant de se poser la question de sa faisabilité sur le terrain. Pour cela une étude de la capacité adaptative de cinq régions forestières en France a été réalisée afin d'évaluer la capacité des acteurs à mettre en place de nouvelles pratiques (comme la MA), accepter et anticiper les changements. Une méthodologie, basée sur la littérature, a été mise au point afin d'estimer la capacité adaptative et mettre en évidence les éléments promoteurs et les freins à l'adaptation ou, dans une mesure plus extrême, à la transformabilité.

Première partie :

**De la conception scientifique à l'application sociale : les
divergences de langage et d'outils comme barrières à l'adaptation**

Introduction de la première partie

Pour cette première partie de ma thèse, je me suis intéressée à la façon dont des concepts écologiques étaient repris dans les sphères institutionnelles et mises en place au sein dans les sociétés.

Afin de limiter les impacts du changement climatique, les sociétés tentent de développer dès aujourd'hui des stratégies d'adaptation. Dans ce contexte, la migration assistée fut proposée au début des années 2000 pour limiter les impacts sur la biodiversité. Elle représente notamment une option très intéressante pour la gestion des écosystèmes forestiers. Cependant, même si la notion de migration assistée se révèle très intéressante de façon théorique, son application a soulevé de nombreuses questions écologiques et éthiques. Dans le premier chapitre, j'ai réalisé une analyse du concept de migration assistée et du débat que cette notion suscite. Au sein de la littérature la question de son application est décrite comme une impasse par manque d'outils politiques et juridiques. Nous nous sommes alors posés la question suivante : existe-t-il à l'heure actuelle des outils pouvant faciliter la mise en œuvre de programme de migration assistée dans les cas où cette option semble pertinente ? Jusqu'à présent, la littérature scientifique décrivait la migration assistée comme une action totalement proactive (McLachlan et al. 2007, Sax et al. 2009, Schwartz et al. 2009, 2012, McDonald-Madden et al. 2011, Park and Talbot 2012), en invoquant de façon antithétique le principe de précaution, bloquant ainsi la réflexion sur sa mise en place. J'ai ainsi mis en évidence que des outils politiques, juridiques et écologiques pertinents existaient, permettant de faciliter la mise en œuvre de la migration assistée. En outre, l'utilisation combiné du principe de précaution avec son cousin proche oublié de la littérature, le principe de prévention, m'a permis de développer un schéma d'application facilitant la prise de décision et l'application de la migration assistée sur le terrain. De plus dans ce chapitre, j'ai proposés une nouvelle conception de la migration assistée. Celle-ci peut donc être définie selon deux

approches facilitant sa conception et précisant son application sur le terrain. Une première vision est focalisée sur l'espèce et une deuxième, novatrice, est focalisée sur l'écosystème. L'ensemble de cette analyse a été publiée dans le journal *Environmental Science and Policy* en Avril 2015.

Après une analyse conceptuelle de la migration assistée, il nous a semblé intéressant d'analyser la façon dont celle-ci était perçue, et pour des rares cas, appliquées. Ainsi dans le second chapitre, j'ai réalisé une étude comparative des conceptions et des mécanismes sous-jacents dans les prises de décisions concernant les stratégies d'adaptation entre la France et le Canada. Nous avons choisi le Canada, car aujourd'hui, il est le seul pays à avoir officiellement implémenté des programmes de migration assistée (Klenk 2015). Le premier constat qui est ressortie de cette analyse est la confusion autour du concept même d'adaptation. Qu'appelle-t-on adaptation ? Dans un contexte de changements globaux et d'évolutions des sociétés complexes, j'ai mis en évidence que la notion même d'adaptation représente un concept ambigu et souvent difficile à appréhender pour les acteurs. Je me suis donc intéressée à la façon dont chacun des acteurs percevaient la notion d'adaptation et de migration assistée, et à quel point les divergences de conception pouvaient représenter une barrière lors de la mise en place de nouveaux types de gestion. Il est apparu que les sphères politiques et scientifiques se représentaient, pour la plupart du temps, l'adaptation selon des approches diamétralement opposées. La première selon une approche très technocratique avec une attente de résultats précis (Jones et al. 2010) et la seconde avec une approche plus holistique et une volonté de maintenir avant tout un état fonctionnel (Mitsch 2012). En tant que stratégie d'adaptation, la migration assistée ne fait pas exception. Elle pose de réels problèmes de définitions et d'acceptation (Neff and Larson 2014) ce qui influe sur les mécanismes sous-jacents lors de sa mise en œuvre. L'analyse comparative a permis de confirmer que même avec des programmes de migration assistée déjà mis en place au Canada,

son application ne fait pas l'unanimité, et que ces difficultés d'acceptation sont largement liées à des divergences d'objectif et de conception. Cette réflexion fait l'objet d'un article soumis dans le journal *Restoration Ecology*.

Chapitre 1

Reconstructing a deconstructed concept: Policy tools for implementing assisted migration for species and ecosystems management

Cet article a été publié dans le journal *Environmental Science and Policy*

Reconstructing a deconstructed concept: policy tools for implementing assisted migration for species and ecosystem management

Roxane Sansilvestri¹²³, Nathalie Frascaria-Lacoste²¹³ and Juan F. Fernandez-Manjarrés³¹²

¹ Université Paris-Sud, UMR 8079, ESE, Orsay, France.

² AgroParisTech, Paris, France.

³ CNRS, UMR 8079, Orsay, France.

Keywords: environmental policy, precautionary principle, prevention principle, species translocations, ecosystem reinforcement, climate change, management

Number of words in abstract: 321

Number of words in manuscript (excluding figures and tables): 6788

Number of references: 67

Number of figures and tables: 2 Tables and 2 Figures

Correspondence:

roxane.sansilvestri@u-psud.fr

Abstract

Assisted migration (AM) is increasingly proposed to limit the impacts of climate change on vulnerable plant and animal populations. However, interpretations of AM as a purely precautionary action along with multiple definitions have hampered the development of precise policy frameworks. Here, our main objective is to identify what type of policy tools are needed for implementing AM programs as part of broader environmental policies. First, we argue that policy frameworks for translocations of endangered species that are subject to climatic stress are fundamentally different from translocations to reinforce climatically exposed ecosystems because the former are risky and stranded in strict regulations while the latter are open to merges with general landscape management. AM implementation can be based on a series of phases where policies should provide appropriate grounds closely related to extant environmental principles. During a “Triggering phase”, AM is clearly a prevention approach as considered by the Rio Declaration, if unambiguously based on evidence that population decline is mainly caused by climate change. During an “Operational phase”, we suggest that policies should enforce experimentation and be explicit on transparent coordination approaches for collating all available knowledge and ensure multi-actor participation prior to any large scale AM program. In addition, precautionary approaches are needed to minimize risks of translocation failures (maladaptation) that can be reduced through redundancy of multiple target sites. Lastly, monitoring and learning policies during an “Adaptive phase” would promote using flexible management rules to react and adjust to any early alerts, positive or negative, as hybridization with local individuals may represent an evolutionary chance. Our analysis of study cases indicates that except for two programs of productive forests in Canada, current AM programs are predominantly small-scale, experimental and applied to endangered species isolated from general environmental management. As the effects of climate change accumulate, policies could include AM as part of larger environmental programs like habitat restoration with common species seeking to provide stable ecosystems in the future.

1. Introduction

The impact of climate change on biodiversity and ecosystems presents new challenges for the scientific community, managers and policymakers, obliging them to adapt research agendas, conservation practices and regulations to these changes. Among the many conservation strategies developed to lessen the impacts of climate change on plant and animals assisted migration (AM) is one of the options receiving increased attention. The rationale behind is a compensation for the dispersal limitations and potential lack of adaptive capacity of a given species resulting from the speed of current climate change. This concept encompass several overlapping definitions (Ste-Marie et al., 2011) generating a great deal of debate (Hunter, 2007; McLachlan et al., 2007). Most of the time, AM refers to the movement within or outside the natural species range to mitigate the impacts of climate change (Aitken and Whitlock 2013). In addition to this general notion, we find two other closely related concepts: assisted colonization (AC) which describes a movement beyond the range of species to limit human-induced threats (Seddon 2010), and recently, assisted gene flow (AGF) which describes a movement of individuals (genes) inside the range of species to facilitate adaptation to anticipated local conditions (Aitken and Whitlock 2013). Here, we consider AM to be a general technique corresponding to a human-assisted movement of biological entities (seeds, other propagules, individuals or populations) from a region where their survival is mostly threatened by climate change to a region where they could survive and maintain ecosystem services under current and expected future climates. On a more general perspective, AM would belong to actions seeking to repair the environment and ecosystems like in restoration or ecological engineering programs that have been recently dubbed “manipulative ecology” (Hobbs et al. 2011).

Despite the fierce debate that AM has recently produced between opposing actors who see more risks than benefits in AM initiatives and those seeking to act in the face of climate

change threats (see Neff and Larson, 2014 and references therein), AM could be nevertheless seen simply as an extension of the practices of translocation and reintroduction of endangered species. In fact, the distinction between translocations and AM is becoming increasingly artificial because climate change make parts of the historic ranges of many species unsuitable as reintroduction recipient sites (Dalrymple et al. 2011). Critics of AM invoke the high failure rate of translocation programs (Fischer and Lindenmayer 2000) as a counter-argument. Translocations can fail for many reasons including when supposedly ‘core habitat’ is in fact marginal for the translocated population (Dalrymple & Broome 2010) suggesting that lack of ecological knowledge and not the fact of translocating individuals itself is a frequent limiting factor. Nevertheless, AM is developing gradually in public policies of various institutions and countries more as a general objective than as structured programs with precise policies, methods and funding. For instance, preliminary AM considerations have recently been included carefully by the International Union for Conservation and Nature (IUCN) in its latest translocation guidelines for endangered species (IUCN & SSC [Species Survival Commission] 2013). Likewise, the Scottish government (Brooker et al. 2011), the Australian authorities (NCCARF [National Climate Change Adaptation Research Facility], 1990), the European Union LIFE program (Silva et al. 2011) and Canadian forest seed planting regulations in Ontario (Eskelin et al., 2011), among others, have all included some sort of AM in their texts.

If AM is deemed necessary by a panel of experts its application requires not only sound ecological knowledge but also clearly identified policy frameworks (Shirey and Lamberti 2010, Schwartz et al. 2012) that still need to be fully developed. AM policies do not need to start from scratch but can be built upon major principles of environmental law or ecosystem management. Here, our goal is to answer the main question of what kind of policy frameworks are needed for implementing AM programs. Our specific questions are: 1) what

are the definitions, scale and risk issues related to AM actions that need to be clearly identified in environmental policies? 2) If AM is an extension of environmental management and translocation programs, what pre-existing regulations and policies can help its implementation? And 3) what can be learned from known cases of AM? To conclude, we provide some recommendations for policymakers when AM is implemented as an option within larger biodiversity and ecosystem management programs in response to climate change.

2. Definitions, scale and risks issues in Assisted Migration Policies

At least three main factors are essential to consider before designing any policy framework for AM: establishing a clear definition of the main objective of the action, assessing as precisely as possible the scale of the proposed action, and assessing the risks related to the action (McLachlan et al. 2007, Richardson et al. 2009, Fazey and Fischer 2009, Hewitt et al. 2011).

AM has been used as a generic concept describing multiple related actions that can be placed along a continuum (Aubin et al., 2011; Ste-Marie et al., 2011) each requiring different policy frameworks. At the extremes of this continuum, however, two contrasting ideas emerge: whether the migration is to protect by translocation a target population from climate related risks, or to maintain or restore the ecosystem function of a target site. The first case corresponds to what Pedlar et al. (2012) termed ‘species rescue AM’ where the unit moved is the same to be protected. Here we call this type of AM as ‘species-centered AM’. In the latter case, migrations are made *into* a target ecosystem to reinforce ecosystem processes with local, neighboring or even exotic species. Thus, an ecosystem that we want to protect will not be moved obviously, but other genetic units supposed more robust are brought in. We call this process ‘ecosystem-centered AM’. Species-centered AM could be implemented where

endangered species represent have a low invasion risk, have few migration possibilities in low-connectivity landscapes, low migration rates, low adaptation potential, low population size and well documented life history traits (Vitt et al. 2010, Loss et al. 2011). In contrast, ecosystem-centered AM would be appropriate for managed ecosystems such as productive forests (Pedlar et al. 2012), urban parks, water basins (Kreyling et al. 2011), managed prairies and other semi-natural landscapes, which consist mostly of a few common species without endangered status that have already been managed for many years.

Once the objective of the translocation has been identified, choosing the scale of action (biological, geographical and institutional) conditions the policies needed for AM, many of which already exist, in principle, in the regulations of most countries. The biological scale of the unit to be moved (seed, juveniles, individuals, population, etc.) must be determined first because the movement of propagules, for example, does not require the same sanitary controls as those required for adult plants or animals, and probably not the same economic resources either. Next, the geographical scale of the action needs to be identified, i.e., within, to the margin of, or beyond the current and historical range of the target species, because the risk of invasion is considered lower for sites closer to the historical range. The institutional scale (local, regional, national, bi-national, etc.) at which the AM action would be performed also needs to be determined because the authorizations involved in moving individuals within a reserve network are very different from those involved between countries.

On the contrary, handling the major risks associated with AM may require new suitably structured policies. First, the introduction of potentially invasive species in target ecosystems when the scale of the action is beyond the current and historical range of the species concerned (Mueller and Hellmann 2008, Ricciardi and Simberloff 2009a, Aubin et al. 2011, Winder et al. 2011) would be minimized if policies allow small scale experimental

introductions to test for invasiveness prior to any large scale migration program; second, the risk of genetic pollution of native populations already present in the recipient ecosystem if species are moved into an area where there might be closely related taxa (Ricciardi and Simberloff 2009b, Minter and Collins 2010, Vitt et al. 2010, Aubin et al. 2011, Frascaria-Lacoste and Fernández-Manjarrés 2012) could be evaluated at experimental sites provided that molecular markers are available for a first monitoring, for example. In stark contrast, some researchers propose that AM could represent an “evolutionary opportunity” in the context of climate change, if bringing new genetic material into threatened areas (Aitken and Whitlock 2013). AM can create artificial gene flow to maintain and increase genetic diversity of species by using genetically diverse populations potentially with genes pre-adapted to new conditions. The potential hybridization (genetic introgression) that may result from AM could be an opportunity for future rapid adaptations in changing environmental conditions (Scriber 2014). These ideas are developed further in the section where we discuss the operational and management aspects of AM.

3. Specific Policy Frameworks for different types of AM

In the species-centered case, target species predominantly have endangered status (see examples in Table 2), so the application of AM programs is *de facto* difficult. In general, the more critical the status of a population, the more it will be regulated. Furthermore, the greater the translocation distance the more difficult the application of AM programs will be. In the USA, the Endangered Species Act (ESA) includes the ‘experimental population’ status to translocate populations beyond their range provided that local authorities see no risk for the recipient ecosystem (Shirey and Lamberti 2010). Likewise, the relatively recent ‘Habitats Directive’ (92/43/CEE) regulation of the European Union provides a framework close to the ESA of North America. This directive and the programs derived from it are highly constraining and conservationist making many regions in Europe restrictive for AM. As with

ESA, however, the Habitats Directive and the French Environmental Code (articles L411-1, 2, 3, 4 and 5) for instance, allow to eventually obtain derogations for small-scale experimentation for the movement of endangered species, as would be the case for other European countries.

On the other hand, new policy frameworks for ecosystem-centered AM should include awareness on the current and future potential ecological interactions (positive and negative) considering the connectivity of the landscapes. Here, the focus is on common biodiversity translocated to reinforce ecosystems so there are *a priori* small or no legal constraints for this kind of action. Ecosystem-centered AM implies a wider set of actions because of the multiplicity of species and interactions at the landscape level. However, risks exist related to permanent changes in the landscapes because of productivity arguments (Fernández-Manjarrés and Tschanz 2010). Highly managed ecosystems (e.g., urban parks, productive forests, managed water sheds, etc) benefit from several characteristics such as regular monitoring of good quality, management plans, and economic significance, making them very good candidates for this type of AM. Bearing in mind these two types of AM and their specific features, we examine next what extant environmental principles and tools could provide a basis for managing natural systems through AM through a series of steps

4. Policy foundations for Assisted Migration: extant tools and their timing

4.1. The Triggering phase

In our opinion, the biggest source of disagreement surrounding the debate of AM is the notion that such actions pertain solely to the realm of anticipation. In addition, the uncertainty about climate change and their impacts on biodiversity led scholars to reach first for principles focusing on uncertainty issues which are extremely difficult to implement in

real situations. In this section, we argue that the innovative combination of two founding international environmental principles can provide policy grounds for a triggering phase of AM not substantially different from other environmental practices.

In the literature discussing the convenience of AM, the “precautionary principle” (PP) (Table 1) or “precautionary approach” appears as the main legal tool used to justify or argue against AM programs responding to climate change (Lurman Joly and Fuller 2009, Ricciardi and Simberloff 2009a, 2009b, Sax et al. 2009, Schwartz et al. 2009, Camacho 2010, Shirey and Lamberti 2010). However, it is well known in the legal literature that the PP is not an effective decision-making tool and was never intended as such (Cooney 2004, Hahn and Sunstein 2005, IUCN (International Union for Conservation and Nature) Council 2007, Peterson 2007, Weier and Loke 2007). Because most definitions of the PP remain vague its application is not straightforward allowing different actors to appropriate the PP to their own ends. It is therefore not surprising that the PP is invoked legitimately both to justify the application of AM to avoid biodiversity loss (Sax et al. 2009, Schwartz et al. 2009), and at the same time to oppose to AM because of uncertainties regarding the possible introduction of invasive species (Ricciardi and Simberloff 2009b) or the manipulation of already weakened populations in their source site (Kreyling et al. 2011). Like all principles, the PP states only a general truth (Tridimas 2007, Sands and Peel 2012) and does not prescribe any specific actions. Besides, its legally non-binding character does not imply any implementation or regulation strategy. So, even if a degree of uncertainty is inherent in the PP, in reality too many uncertainties block its interpretation and therefore its application, as observed currently with the AM debate. In sum, the PP role is not to be used as an initial decision-making tool, but as a means of raising awareness for future risks and their management implications.

	Rio principle	Type of risks	Type of action	Interpretation / utilization
The Precautionary Principle (PP)	15	Hypothetical	Anticipation	Extension of the PvP. Most common approach is the identification of minimum risk.
The Prevention Principle (PvP)	17	Proven	Remedial	Originally proposed for environmental assessment now present in most environmental legislations. Never cited in the AM debate, it is overshadowed by the most ambitious PP.

Table 1: Definitions and interpretations of the precautionary and prevention principles

So, if precautionary approaches are not necessarily at the crux of AM, what principles would provide the necessary grounds for triggering it? In AM decision-making frameworks (Hoegh-Guldberg et al. 2008, Winder et al. 2011) the initial stage always questions whether the population considered for translocation is clearly declining because of climate change (climate vulnerability) and not if there are potential negative effects of climate change on a population. So, the presence of clear proof of population decline and/or its exacerbation by climate change fits the purpose of another international environmental principle, often overlooked, namely the “prevention principle” (PvP) (Table 1). By definition, the PvP addresses environmental issues where there is relatively little uncertainty on damages but clear evidence that environmental risk has been proved (soil pollution, habitat fragmentation, resource overuse, and so on). In the ecological disciplines, the PvP is akin to the concepts of ecological remediation or ecological restoration.

The PP differs in a subtle but fundamental way from the PvP and the difference lies in the characterization of environmental risk. In the case of prevention approaches, risk has been proved unequivocally and the uncertainty only involves the magnitude of the risk. For precautionary approaches, however, risk is hypothetical but plausible, so uncertainty not only

relates to magnitude, but also to the occurrence of the risk in question. The PvP applies in the case of the existence of proven risks, i.e., population decay or ecosystem function decay caused by current climate change, and the PP applies to supposed risks, i.e., the likelihood of negative future climate impacts. In action planning, the PvP triggers the action at time t and the PP allows integrating the future uncertainty to act today for conditions at time $t+1$.

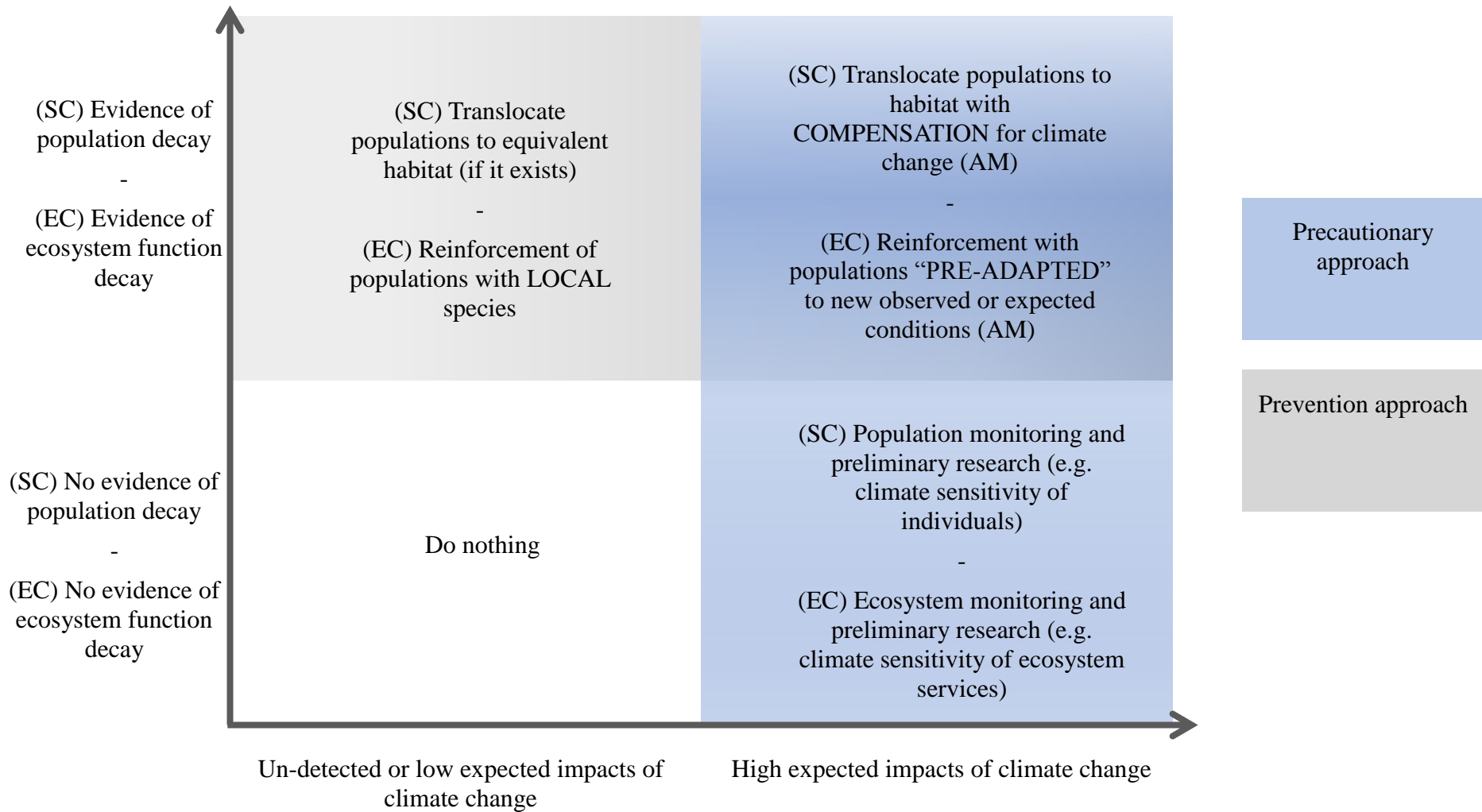


Figure 1: Conceptual approach depicting how AM action accounts for both the precautionary and prevention approaches for Species-Centered AM (SC) and Ecosystem-Centered AM (EC)

If we have proof of population decline or ecosystem malfunction because of climate change in biodiversity management, the next question is whether we have enough knowledge about the species ecology to decide upon the appropriate remedial action: to preserve *in situ*, *ex situ*, or to move and compensate for current and expected climate change (i.e., AM). For the case of ecosystem-centered AM, it will be necessary to decide if we have good enough knowledge about the history and function of the ecosystem concerned and to identify translocation candidates of well-known keystone species. In traditional biodiversity management, evidence of population decay or ecosystem dysfunction calls for ecological remediation or restoration (Fig.1, upper left). When ecological modeling suggest high climatic vulnerability for a population, species or ecosystem, awareness of risk based on the PP calls for population and ecosystem monitoring to be able to react rapidly and preliminary research to accumulate knowledge (Fig.1, lower right). In the context of AM implementation for species-centered AM or ecosystem-centered AM, the PP and the PvP will necessarily overlap (Fig.1, upper right). The PvP provides grounds to start an action where there is proven vulnerability (population decline or ecosystem dysfunction) and the PP converges with the PvP to anticipate the uncertainty of climate change when vulnerability is supposed (Fig.1, upper right).

4.2. *The Operational phase*

We have seen that precautionary and preventive approaches play primary roles in the implementation of AM and as such should be clearly identified in policies regarding translocations. Whereas the “triggering phase” relies on a certain degree of political commitment, this phase relies on ecological knowledge and past empirical experience of translocation programs. Translocation practices have been conducted for many years generating a wealth of methods and recommendations and the most well-known are probably those of the IUCN. These guidelines are permanently updated and provided as reports that

support the implementation of translocations by giving step-by-step guidance on feasibility, risk assessment and monitoring (IUCN and SSC, 2013). However, 'traditional' translocations based on a principle of 'equivalent habitat availability' will be more difficult to apply with ongoing global changes and innovations in translocations practices are needed to increase the probability of success of translocated populations.

The notions of multilevel collaboration and consultation are central to the operational phase of translocations, and by extension, to AM. These notions are well-known in international environmental legislation as the "coordination principle" in the United Nations Declarations (The United Nations 1972, 1992, 2002), the Convention on Biological Diversity (CBD) ecosystem management guidelines and widely acknowledged by the scientific community (Hulme 2005, McLachlan et al. 2007, Mueller and Hellmann 2008, Heller and Zavaleta 2009). In the same way, the IUCN/SSC guidelines (IUCN and SSC, 2013) introduced the notion of multi-disciplinary and multi-scale set of skills alongside biological, ecological, social, economic or technical expertise with a wide approach to limit biodiversity management risks including those related to translocating species (Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2004, IUCN (International Union for Conservation and Nature) and SSC (Species Survival Commission) 2013). This approach will help bridging the gap between current translocations practices and the approach needed for complex programs as AM. In the case of AM, coordination and consultation are particularly important for two main reasons. First, isolated experimental cases of AM as currently implemented (see Table 2) may be forgotten if the short-term grants that financed the action are not renewed, as is often the case. Second, consultation and coordination in AM programs increases their transparency and in consequence, their acceptance by social and expert audiences. Lessons from past translocations show often that social acceptance play an important role in the implementation of these programs (Michaels and Tyre 2012). For instance, coordination has

played an essential role in the AM program for *Abies nebrodensis* in Sicily, Italy, a mountain species threatened by increased drought and fires with less than 50 trees left in the wild. This program has been realized with the participation of the agricultural ministry, university, conservationists, national park and local organizations, thus facilitating its social acceptance and allowing the implementation of continual monitoring of populations at the target site and at the introduction orchards in the main land (F. Ducci, pers. comm).

Finally, risks of failure during the operational phase could be minimized by spreading risks with redundancy approaches. This step is different from experiments to assess the climatic niche of a target species, like provenance tests which provide very valuable information about adaptation, invasions or pest resistance. Redundancy follows any experimental stage and provides the maximum of chances for translocated species in the face of uncertain climate change. The idea of “bet-hedging” or spreading the same population across different climates has been suggested to preserve the variety of forest genetic resources under changing climates and in ecological restoration (Millar et al. 2007, Society for Ecological Restoration International 2009, Lawler 2009). The choice of future habitat for populations in AM is usually based on statistical models (species distributions or niche models) but the real suitability of the habitat for the translocated population remains uncertain until tested. One way of dealing with this inherent uncertainty is to include redundancy in translocation practices. Redundancy is a well-established principle in safety design in which different components perform the same task providing robustness to a system. Here, redundancy is understood in two ways: for species-centered AM, by placing translocated populations on multiple sites selected along and across a climatic gradient instead of concentrating them in one habitat that may have been predicted to be the most suitable; and for ecosystem-centered AM, by bringing multiple species with different climatic tolerances. The use of redundancy can be understood as a way of implementing precautionary approaches

in the field (Figure 1, upper right) and it merits explicit inclusion in any new regulation concerning AM.

4.3. *The Adaptive phase*

The adaptive phase is based on monitoring, learning and adapting management that should be reflected in any new AM policies. This last phase does not mark the end of AM actions because it is essential to see translocations and introductions as an iterative process of species and landscape management. Monitoring is essential in all biodiversity and ecosystem management programs, but even more so when a certain degree of risk is involved, as in AM where monitoring has multiple advantages. First, it allows the collection of data to understand how well suited recipient habitats are in compensating for climate change and it is therefore helpful in the design of future translocation programs (Heller and Zavaleta 2009, Dalrymple et al. 2011, Piazza et al. 2011, Godefroid et al. 2011). For instance, *Abies nebrodensis* seedlings are followed every year in Italy and in the translocated populations using paternity analysis to monitor the reproductive success of different grafted individuals (F. Ducci, pers. comm.).

More importantly, detailed monitoring allows a rapid response in case of early warnings of maladaptation at the early stages of population establishment (Benito-Garzón et al., 2013a; IUCN,2013). In fact, we should always expect some level of maladaptation in AM because latitudinal and altitudinal changes cannot compensate exactly for climate change and also because expected climates cannot be compared with either 20th century conditions (Williams et al. 2007) or other climates in the recent geological past (Benito-Garzón et al. 2014). The question remains open of what level of maladaptation would be acceptable for the translocation to be considered acceptable.

5. From theory to practice: analysis of study cases

In this section, we analyzed a subset of cases from the scientific literature and from non-published sources that clearly state the use of the concept of AM. Several ecological interventions can be assimilated to one type of AM, but we selected cases where the AM terms are clearly mentioned to avoid confusion with ecological restoration programs or reanalysis of already existing tree provenance tests. For each case we considered the status of the focus species, the main threat and the main motivation for the AM program (Table 2). Two cases were in Europe, six in North America, and one in Asia. Translocation distances vary from as little as 30 km to as much as 1800 km.

<i>Project references</i>	<i>Species</i>	<i>Species status (IUCN)</i>	<i>Localization</i>	<i>Climate vulnerability (low/medium/high)</i>	<i>Demographic vulnerability (low/medium/high)</i>	<i>Main threat</i>	<i>Distance between source site and target site</i>	<i>Location of target site (inside or outside actual distribution of species)</i>	<i>Policy context</i>	<i>PP/PvP</i>
Conservation (Species-centered assisted migration):										
(McLane and Aitken 2012)	<i>Pinus albicaulis</i>	Endangered	Canada (British Columbia /USA)	High	High	Beetle (linked to climate change)	Between 700 and 1800 km	Inside for the most southerly population and outside for most northerly population	Experimental population	PvP and PP
(Willis et al. 2009)	<i>Melanargia galathea & Thymelicus sylvestris</i>	Endangered	United Kingdom	High	High	Combination of habitat fragmentation and climate change	Between 50 and 100 km	Beyond the northern border	Experimental population	PvP and PP
(Ducci 2011)	<i>Abies nebrodensis</i>	Endangered	Italy	High	High	Climate change/ habitat destruction	~750 km (Sicilia to Italy)	Outside	Experimental population. In collaboration with ministry, local organization, natural park, conservatories, and university	PvP and PP
(Shirey and Lamberti 2010)	<i>Neonympha mitchellii mitchellii</i>	Endangered	USA	Medium	High	Combination of habitat fragmentation and climate change	Hypothetically ~200km	Outside	Theoretical analysis of AM programs in ESA. Use of experimental population status.	PvP and PP
<i>Project references</i>	<i>Species</i>	<i>Species status (IUCN)</i>	<i>Localization</i>	<i>Climate vulnerability (low/medium/high)</i>	<i>Demographic vulnerability (low/medium/high)</i>	<i>Main threat</i>	<i>Distance between source site and target site</i>	<i>Location of target site (inside or outside actual distribution of species)</i>	<i>Policy context</i>	<i>PP/PvP</i>
(Pedersen et al. 2014)	<i>Liatrix ligulistylis</i> and <i>Houstonia longifolia</i>	Regionally vulnerable	Canada (Alberta)	Unknown	High	Small population size/climate change (?)	450 km south and 500 km north	Outside	Experimental populations	PP

<i>Project references</i>	<i>Species</i>	<i>Species status (IUCN)</i>	<i>Localization</i>	<i>Climate vulnerability (low/medium/high)</i>	<i>Demographic vulnerability (low/medium/high)</i>	<i>Main threat</i>	<i>Distance between source site and target site</i>	<i>Location of target site (inside or outside actual distribution of species)</i>	<i>Policy context</i>	<i>PP/PvP</i>
(Liu et al. 2012)	Several Asiatic orchids	Endangered	China	Unknown	High	Destruction of habitat	Less than 30km	Outside	Experimental populations - ecological compensation	PvP and PP
Torrey Guardians (www.torreyguardians.org)	<i>Torrey taxifolia</i>	Endangered	USA	Unknown	High	Weakness in reproductive success	~1600 km	Outside the actual distribution but inside the paleo-ecologic distribution	Independent social movement	PvP
Integrity of ecosystems (Ecosystem-centered assisted migration):										
(O'Neill et al. 2008)	15 common tree species of Canadian forest	Least concern	Canada (British Columbia) /USA	Medium	Low	Climate change	~1000 km	Outside	Experimental trials in agreement with provincial and federal ministry.	PP
<i>Project references</i>	<i>Species</i>	<i>Species status (IUCN)</i>	<i>Localization</i>	<i>Climate vulnerability (low/medium/high)</i>	<i>Demographic vulnerability (low/medium/high)</i>	<i>Main threat</i>	<i>Distance between source site and target site</i>	<i>Location of target site (inside or outside actual distribution of species)</i>	<i>Policy context</i>	<i>PP/PvP</i>
Beardmore team (www.mcan.gc.ca/forests/climate-change/13121)	6 hardwood tree species	Least concern	Canada (New Brunswick and Ontario) /USA	Medium	Low	Climate change	Between 500 and 1400 km	Outside	Experimental trials in agreement with provincial and federal ministry	PP

Table 2: Comparative analysis of known assisted migration study cases

From current projects explicitly stating AM or AC, we can observe more species-oriented AM cases (cases 1 to 7 in Table 2) than ecosystem-centered AM (cases 8 and 9 in Table 2) despite the very strict legal context of endangered species. In fact, proofs of demographic decline seem to be an essential step to start AM programs and the application of PvP approaches appears as a common sense decision for managers. Consciously or unconsciously, managers in the field follow the procedure described in the section 4.1, highlighting the adequacy of our proposed implementation framework (Figure 1). In general, to override constraints on endangered species manipulations, actors used a variation of the ‘experimental populations’ status to conduct their AM programs. Thus, this experimental population status found in many current regulations appears to represent an adequate solution, albeit a temporary one.

In contrast, for the last study cases (cases 8 and 9 in Table 2), the motivations are clearly different from conservation of a particular endangered species. These cases with common Canadian trees species closely match the first steps of an ecosystem-centered AM. In fact, these are mixed cases of AM experimental research and forestry improvement with common and commercially important North American species. Their motivation is based on economical concerns to find the best provenances and to maintain the productivity of forests despite climate change. These cases with common species potentially vulnerable to climate change correspond to the lower right box in Figure 1 or strict precautionary approach. They are not yet a complete ecosystem-centered AM as we defined it previously, but they do represent the first research steps for future ecosystem-centered AM in the field. These programs involve the selection of the best genetic material for reinforcing ecosystems through extreme testing of populations for a ten-year or so period in order to understand the functional climatic limits of the species and obtain rules for population translocation distances.

Surprisingly, climate vulnerability does not seem to be a condition to implement AM programs. We found three cases with clear evidence of population threat or decline but where climate vulnerability has not been explicitly shown to be the cause of the current decline and even as a potential future threat of the species (cases 5, 6 and 7 in Table 2). For these three cases the motivations are context-specific. First, the AM program in Alberta represents a case where researchers test simultaneously the climate vulnerability of two regionally endangered species and conduct an AM program in a typical proactive and purely precautionary management. Second, the justification of the Chinese case was the threat of direct habitat destruction by urban expansion. In fact, this action is closer to an ecological compensation program to avoid biodiversity loss. Lastly, the well-known case of the *Torreya* guardians that have translocated seedlings of *Torreya taxifolia* to more northerly latitudes in North America represents an independent citizen action of very involved and proactive people. These three cases highlight that in different contexts, proofs of population decline or habitat destruction threat are sufficient to start AM programs even without climatic vulnerability evidence. We do not know if the number of such cases will increase or remain anecdotic in the future.

All these cases show that proven demographic decline is a powerful incentive to promote AM programs, whether climatically justified or not. Even if we have few and preliminary AM cases, the pragmatic approach seen here when dealing with clearly climatically endangered species points out that policies based on PvP approaches (demographic vulnerability) are probably more easily accepted than those based only on precautionary thinking that nevertheless is needed for the correct implementation of AM.

6. Implications for Policymakers

Our study cases analysis highlight that current actions self-claimed as AM are mainly small-scale programs for endangered species, mostly adapting the 'experimental status' option,

making them isolated from general environmental management policies. The inclusion of AM as an explicit climate adaptation option in environmental policies will involve integrating clearly climate change constraints in regulations and by consequence allowing for increased flexibility (Camacho 2010), while improving at the same time the management of associated risks. This means that the risks of invasiveness, for example, would be considered not more important than the risks of extinction, so regulations could open windows to experimental translocations under controlled semi-natural environments. Here, the complexity is that policy-makers should implement regulations for two-fold precautionary actions, for extinction risks and AM risks. Probable extinctions could be avoided by facilitating appropriate management actions even if risky, and management risks should be decreased by a responsible, reactive and reasonable biodiversity management. Thus, experimentation must remain a first essential step to be able to measure the real extent of the risks involved. Concerning the risk of genetic pollution, management guidelines must consider integrating new ecological and genetic interactions because of the translocations. Even if genetic pollution could damage ecosystems it could also represent an opportunity for adaptation. Policy-makers and managers must accept that some degree of maladaptation could be the first step before natural selection adjusts populations to the new environmental conditions (Aitken and Whitlock 2013).

Current policies for ecosystem management focus in providing and promoting adaptability, survival, resources provision, ecosystem services, and encouraging biodiversity conservation and recreational aspects. However, this multi-dimensional component may be more and more difficult to achieve in a changing environment. One option is to reconsider management goals and prioritize according to wider land use planning objectives with potential trade-offs between robustness (seen as the global perpetuation of a healthy ecosystem) and optimality (seen as the maximization of *certain* ecosystem services) of

ecosystems. For example, degraded forests could be used as an experimental opportunity for AM by bringing new genetic material from lower latitudes and/or altitudes to reinforce local populations. This type of forest restored through AM would be managed for optimality in biomass production or carbon sequestration while other better conserved areas would be managed for biodiversity conservation. In turn, people using plants for restoring different habitats can follow the experimental approach example from the forestry community and set up seed certification schemes based on networks of reciprocal transplant tests to understand the functional limits of common species used in restoration.

Regulations should clearly address a transparent cross-sectorial coordination between science (researchers), local and national authorities (policymakers and implementation agencies) and technical support (managers and communications officers) where each have a key role in programs that manage living entities and ecosystems. Cooperative research initiatives like the “Ouranos” program created in 2001 in Québec (www.ouranos.ca) involving more than 450 researchers from different disciplines can bridge the gap between research policy and management. This type of program could serve as an example to conceive the implementation of AM, as they are capable of providing stakeholders with data, knowledge and a set of realistic options compatible with what is required in the field.

7. Concluding remarks

Today, AM is still barely used in environmental management because its associated risks have hampered its implementation. Nevertheless, we have seen that there are already legal norms and environmental principles (Fig. 2) providing grounds for its implementation as a climate change adaptation strategy. In any case, both types of AM as defined here should have an experimental stage before engaging in larger scale programs including redundancy and coordination approaches since the offset, as exemplified by the forestry sector. Besides,

during this experimental stage, invasiveness, genetic pollution and enhanced evolutionary potential can be strictly monitored. Due to the costs involved, this sort of experimentation can only be done by large networks probably involving both the private and the public sector, and as mentioned earlier, should focus on familiar managed species.

It is essential that policymakers write regulations that provide a clear distinction between the PP and the PvP and interpret them for local applications (Cooney 2005). Of course, implementing precautionary measures engenders higher political and economic costs than preventive actions and AM is no exception to this. As the legal context for ‘classic’ translocations depends on endangered species regulations - that we doubt will be relaxed soon - species-centered AM will remain inextricably attached to endangered species restrictions. Hence, it is likely that we will see in the future more cases of AM similar to that of the *Pinus albicaullis*, *Abies nebrodensis*, *Melanargia galathea* and *Thymelicus sylvestris*. These cases merged prevention approaches from factual evidence and precautionary approaches to anticipate for increased climatic risks in the future providing legitimacy and reassuring justifications to act. For other species for which few studies exist, or those that we simply do not realize are endangered due to climate change, managing and preserving local habitats and their interconnectivity may be the sole remaining option.

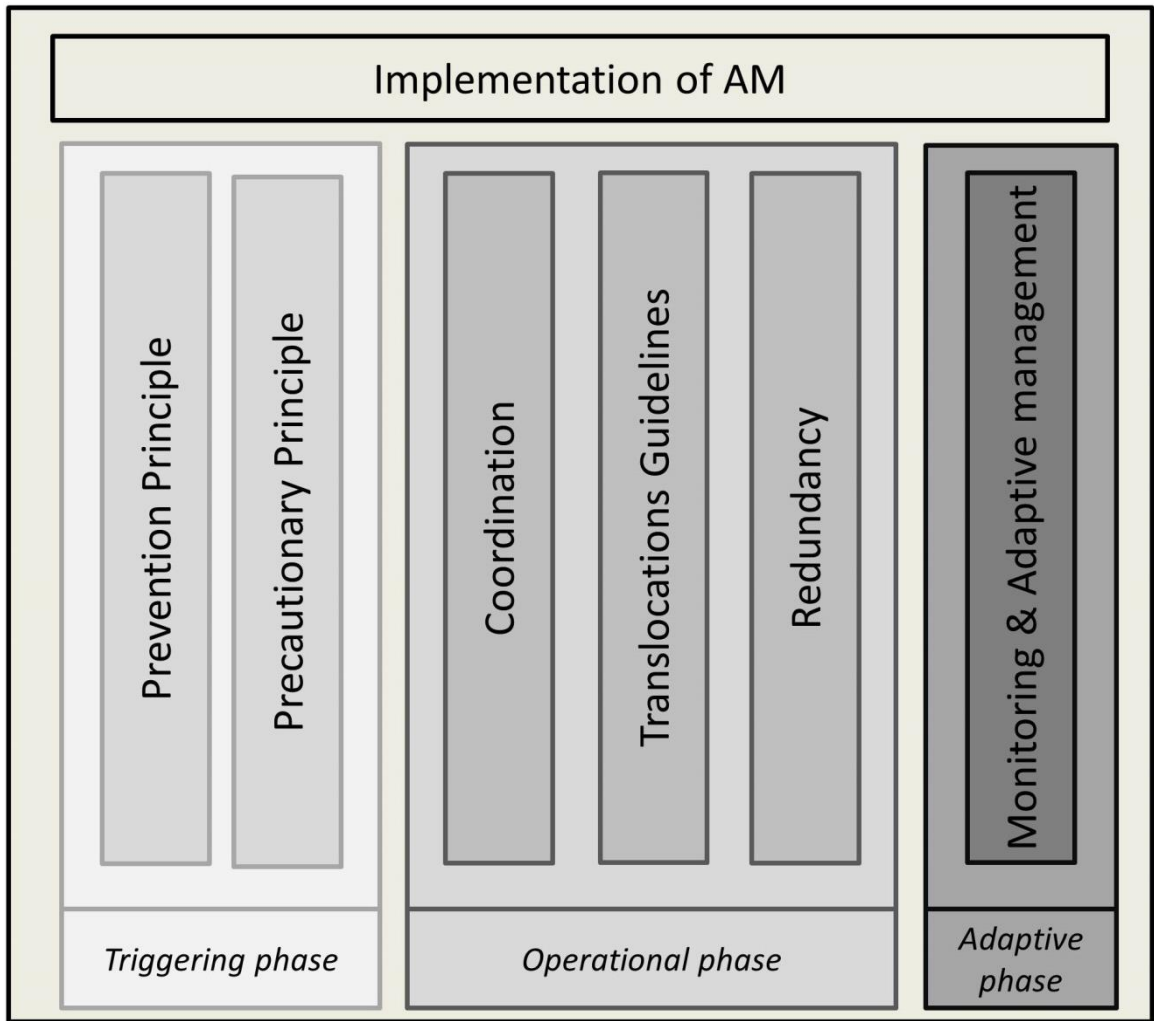


Figure 2: Conceptual framework for the implementation of AM programs showing the three action phases

Acknowledgements

We are grateful for funding obtained from the National Research Agency (ANR) which provided supported for the doctoral position of R. Sansilvestri through the AMTools French ANR project (ANR-11-AGRO-0005). We would also like to thank B. Colas for fruitful discussions about translocation practices, G. O'Neill for his invaluable insights in the subject and F. Ducci for details on the Sicilian fir program.

Literature cited

- Aitken, S.N., Whitlock, M.C., 2013. Assisted Gene Flow to Facilitate Local Adaptation to Climate Change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 44, 367–388.
- Aubin, I. et al., 2011. Why we disagree about assisted migration : Ethical implications of a key debate regarding the future of Canada's forests. *For. Chron.* 87.
- Benito-Garzón, M., Ha-Duong, M., Frascaria-Lacoste, N., Fernández-Manjarrés, J., 2013. Habitat Restoration and Climate Change: Dealing with Climate Variability, Incomplete Data, and Management Decisions with Tree Translocations. *Restor. Ecol.* 21, 530–536.
- Benito-Garzón, M., Leadley, P.W., Fernández-Manjarrés, J.F., 2014. Assessing global biome exposure to climate change through the Holocene-Anthropocene transition. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 23, 235–244.
- Brooker, R., Britton, A., Gimona, A., Lennon, J., Littlewood, N., 2011. Literature review : species translocations as a tool for biodiversity conservation during climate change, 2011.
- Camacho, A.E., 2010. Assisted Migration : Redefining Nature and Natural Resource Law Under Climate Change. *Leg. Stud. Res. Pap. Ser.* 27.
- Cooney, R., 2004. The Precautionary Principle in Biodiversity Conservation and Natural Resource Management: an issues paper for policy-makers, researchers and practitioners, in: IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. Xi + 51pp.
- Dalrymple, S.E., Broome, A., 2010. The importance of donor population identity and habitat type when creating new populations of small *Melampyrum sylvaticum* from seed in Perthshire , Scotland. *Conserv. Evid.* 7, 1–8.
- Dalrymple, S.E., Stewart, G.B., Pullin, A.S., 2011. Are re-introductions an effective way of mitigating against plant extinctions? *CEE Rev.* 07-008 Collab. *Environ. Evid.*
- Ducci, F., 2011. *Abies nebrodensis* (Lojac.) Mattei, a model for forest genetic resources conservation, in: Besacier, C., Ducci, F., Malagnoux, M., Souvannavong, O. (Eds.), *Status of the Experimental Network of Mediterranean Forest Genetic Resources*. CRA SEL, Arezzo and FAO-Silva Mediterranea, Rome, pp. 40–46.
- Eskelin, N., Parker, W.C., Colombo, S.J., Lu, P., 2011. Assessing assisted migration as a climate change adaptation strategy for Ontario ' s forests.
- Fazey, I., Fischer, J., 2009. Assisted colonization is a techno-fix. *Trends Ecol. Evol.* 24, 475–476.
- Fernández-Manjarrés, J., Tschanz, L., 2010. Assisted Colonization: Protect Managed Forests. *Science* (80-.). 330.
- Fischer, J., Lindenmayer, D., 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biol. Conserv.* 96, 1–11.
- Frascaria-Lacoste, N., Fernández-Manjarrés, J., 2012. Assisted Colonization of Foundation Species: Lack of Consideration of the Extended Phenotype Concept-Response to Kreyling et al. (2011). *Restor. Ecol.* 20, 296–298.

- Godefroid, S. et al., 2011. How successful are plant species reintroductions? *Biol. Conserv.* 144, 672–682.
- Hahn, R.W., Sunstein, C.R., 2005. The Precautionary Principle as a Basis for Decision Making. *Econ. Voice* 2.
- Heller, N.E., Zavaleta, E.S., 2009. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biol. Conserv.* 142, 14–32.
- Hewitt, N. et al., 2011. Taking stock of the assisted migration debate. *Biol. Conserv.* 144, 2560–2572.
- Hobbs, R.J., Hallett, L.M., Ehrlich, P.R., Mooney, H. a., 2011. Intervention Ecology: Applying Ecological Science in the Twenty-first Century. *Bioscience* 61, 442–450.
- Hoegh-Guldberg, O. et al., 2008. Assisted colonization and rapid climate change. *Science* (80-.). 321.
- Hulme, P.E., 2005. Adapting to climate change: is there scope for ecological management in the face of a global threat? *J. Appl. Ecol.* 42, 784–794.
- Hunter, M.L., 2007. Climate change and moving species: furthering the debate on assisted colonization. *Conserv. Biol.* 21, 1356–8.
- IUCN (International Union for Conservation and Nature), 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1.
- IUCN (International Union for Conservation and Nature) Council, 2007. Guidelines for applying the precautionary principle to biodiversity conservation and natural resource management. pp. 1–11.
- IUCN (International Union for Conservation and Nature), SSC (Species Survival Commission), 2013. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switz. IUCN Species Surviv. Comm.
- Kreyling, J. et al., 2011. Assisted Colonization: A Question of Focal Units and Recipient Localities. *Restor. Ecol.* 19, 433–440.
- Lawler, J.J., 2009. Climate change adaptation strategies for resource management and conservation planning. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1162, 79–98.
- Liu, H. et al., 2012. Overcoming extreme weather challenges: Successful but variable assisted colonization of wild orchids in southwestern China. *Biol. Conserv.* 150, 68–75.
- Loss, S.R., Terwilliger, L. a., Peterson, A.C., 2011. Assisted colonization: Integrating conservation strategies in the face of climate change. *Biol. Conserv.* 144, 92–100.
- Lurman Joly, J., Fuller, N., 2009. Advising Noah : A Legal Analysis of Assisted Migration. *Environ. Law Report.* 297, 10413–10425.
- McLachlan, J.S., Hellman, J.J., Schwartz, M.W., 2007. A framework for debate of assisted migration in an era of climate change. *Conserv. Biol.* 21, 297–302.

- McLane, S.C., Aitken, S.N., 2012. Whitebark pine (*Pinus albicaulis*) assisted migration potential: testing establishment north of the species range. *Ecol. Appl.* 22, 142–53.
- Michaels, S., Tyre, A.J., 2012. How indeterminism shapes ecologists' contribution to managing socio-ecological systems. *Policy Perspect.* 5, 289–295.
- Millar, C.I., Stephenson, N.L., Stephens, S.L., 2007. Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecol. Appl.* 17, 2145–51.
- Minteer, B.A., Collins, J.P., 2010. Move it or lose it? The ecological ethics of relocating species under climate change. *Ecol. Appl.* 20, 1801–1804.
- Mueller, J.M., Hellmann, J.J., 2008. An assessment of invasion risk from assisted migration. *Conserv. Biol.* 22, 562–567.
- NCCARF (National Climate Change Adaptation Research Facility, 1990. Assisted Migration as a Management Tool for Species Threatened by Climate Change.
- Neff, M.W., Larson, B.M.H., 2014. Scientists , managers , and assisted colonization : Four contrasting perspectives entangle science and policy. *Biol. Conserv.* 172, 1–7.
- O'Neill, G.A., Hamann, A., Wang, T., 2008. Accounting for population variation improves estimates of the impact of climate change on species ' growth and distribution. *J. Appl. Ecol.* 45, 1040–1049.
- Pedersen, J., Nielsen, S., Macdonald, E., 2014. Assisted Migrations of the Northern Blazing Star and Long-Leaved Bluets in Alberta : 2014 Progress Report.
- Pedlar, J.H. et al., 2012. Placing Forestry in the Assisted Migration Debate. *Bioscience* 62, 835–842.
- Peterson, M., 2007. The precautionary principle should not be used as a basis for decision-making. *EMBO Rep.* 8, 305–308.
- Piazza, C., Hugot, L., Richard, F., Schatz, B., 2011. In situ conservation operations in Corsica, 1987-2004: Assessing the balance and drawing. *Ecol. Mediterr.* 37.
- Ricciardi, A., Simberloff, D., 2009a. Assisted colonization: good intentions and dubious risk assessment. *Trends Ecol. Evol.* 24.
- Ricciardi, A., Simberloff, D., 2009b. Assisted colonization is not a viable conservation strategy. *Trends Ecol. Evol.* 24, 248–53.
- Richardson, D.M. et al., 2009. Multidimensional evaluation of managed relocation. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 106.
- Sands, P., Peel, J., 2012. Principles of International Environmental Law, 3rd editio. ed. Cambridge University Press.
- Sax, D.F., Smith, K.F., Thompson, A.R., 2009. Managed relocation: a nuanced evaluation is needed. *Trends Ecol. Evol.* 24.
- Schwartz, M.W., Hellman, J.J., McLachlan, J.S., 2009. The precautionary principle in managed relocation is misguided advice. *Trends Ecol. Evol.* 24.

- Schwartz, M.W. et al., 2012. Managed Relocation: Integrating the Scientific, Regulatory, and Ethical Challenges. *Bioscience* 62, 732–743.
- Scriber, J.M., 2014. Climate-driven reshuffling of species and genes: Potential conservation roles for species translocations and recombinant hybrid genotypes. *Insects* 5, 1–61.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2004. The Ecosystem approach (CBD Guidelines). Montreal.
- Seddon, P.J., 2010. From Reintroduction to Assisted Colonization: Moving along the Conservation Translocation Spectrum. *Restor. Ecol.* 18, 796–802.
- Shirey, P.D., Lamberti, G.A., 2010. Assisted colonization under the U.S. Endangered Species Act. *Conserv. Lett.* 3, 45–52.
- Silva, J.P. et al., 2011. LIFE preventing species extinction : safeguarding endangered flora and fauna through ex-situ conservation.
- Society for Ecological Restoration International, 2009. Ecological restoration and rare species management in response to climate change.
- Ste-marie, C., Nelson, E.A., Dabros, A., Bonneau, M., 2011. Assisted migration : Introduction to a multifaceted concept. *For. Chron.* 87, 724–730.
- The United Nations, 1972. Declaration of the United Nations Conference on the Human Environment. Stockholm.
- The United Nations, 1992. Rio Declaration on Environment and Development. Rio de Janeiro.
- The United Nations, 2002. Johannesburg Declaration on Sustainable Development. Johannesburg.
- Tridimas, T., 2007. The General Principles of the EU law, in: *The General Principles of EU Law*. Oxford European Union Law Library, pp. 1–39.
- Vitt, P., Havens, K., Kramer, A.T., Sollenberger, D., Yates, E., 2010. Assisted migration of plants: Changes in latitudes, changes in attitudes. *Biol. Conserv.* 143.
- Weier, A., Loke, P., 2007. Precaution and the Precautionary Principle : two Australian case studies, in: Australian Government, Productivity Commission, Staff Working Paper.
- Williams, J.W., Jackson, S.T., Kutzbach, J.E., 2007. Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 104, 5738–42.
- Willis, S.G. et al., 2009. Assisted colonization in a changing climate: a test-study using two U.K. butterflies. *Conserv. Lett.* 2, 46–52.
- Winder, R., Nelson, E.A., Beardmore, T., 2011. Ecological implications for assisted migration in Canadian forests. *For. Chron.* 87.

Chapitre 2

One option, two countries, several strategies: subjacent mechanisms of assisted migration implementation in Canada and France

Cet article a été soumis dans le journal *Restoration Ecology*

One option, two countries, several strategies: subjacent mechanisms of assisted migration implementation in Canada and France

Running head: Implementation Issues of Assisted Migration

Roxane Sansilvestri^a, Nathalie Frascaria-Lacoste^a & Juan Fernández-Manjarrés^a

^a Laboratoire Ecologie Systématique Evolution, AgroParisTech, CNRS, Université Paris Sud, Université Paris Saclay, 91400 Orsay, France

Correspondence:

roxane.sansilvestri@u-psud.fr ; Université Paris Sud, Bât 360 Campus Orsay-Vallée, Voie de la faculté, 91405 ORSAY Cedex, FRANCE

Authors contributions:

RS realized all of the interviews, analyzed the answers, edited figures and tables, wrote and edited the manuscript; NFL contributed for the thinking about the ecological engineering and geoengineering; JFM is the project supervisor and participated to the analysis of interview answers and the edition of the tables.

Abstract

Climate change obliges societies to develop adaptive strategies in order to maintain sustainable management of resources and landscapes. However, the development and implementation of these strategies requires dialogue between researchers and policy makers about what they understand for adaptation. This dialogue can be hindered by language differences, the hidden agendas and conflicting concerns of those involved. In this research study, we explored the mechanisms that underlie the implementation process of assisted migration (AM), an adaptation strategy that aims to limit the impact of climate change. We conducted a comparative analysis of 80 semi-structured interviews with actors in the forestry sectors in Canada and France. In Canada, our results show a division between the provinces

strategies, causing a debate about AM because researchers are wary of the geo-engineering and economic arguments that frame AM in areas where the effects of climate change remain unclear. In contrast, we found that the observation of climate impacts is a strong trigger for the application of AM despite an awareness of its associated risks. In France, we explained the absence of AM implementation by a lack of information flow between research and foresters regarding the concept of AM, a cultural attachment of French foresters to their forest landscapes and that climate change effects are not clear yet. Clarity on what implies a true ecological engineering approach in ecological restoration can help maintaining adaptive actions like AM within the general scope of ecosystem management and minimize simplistic applications of adaptation strategies because of climate change.

Keywords: implementation barriers, proactive restoration, ecological engineering, geoengineering, adaptation strategies, assisted migration, climate change

Conceptual implications:

1. Adaptation is an ambiguous concept with two different approaches, geoengineering and ecological engineering.
2. Defining assisted migration (AM) as a totally new concept hampers its implementation.
3. In Canada, AM raises debate because of a lack of distinction between the economic and conservation goals of AM.
4. In France, despite AM being accepted by forest actors, the desire to preserve forest legacy blocks the application of AM.
5. The observation of climate change impacts and the local forest culture seems to be the subjacent mechanisms of the AM implementation.

Introduction

Climate change poses very real challenges to policy-makers and managers. These challenges are difficult to assess and predict but they include the implementation of strategies to maintain ecosystem services. Faced with the environmental impacts of climate change, societies have two main strategies: mitigation and adaptation. Mitigation (essentially reducing CO₂ emissions) is a generally accepted concept that is both understandable and has clear guidelines for application. Mitigation is limited only by the success and scope of international negotiations and agreements that are often blocked by arguments regarding the uncertainty of climate change outcomes (Barrett & Dannenberg 2012). On the other hand, adaptation is a more national or local strategy whose methods of application are rather less clear. In contrast to mitigation, strategies for adaptation to climate change depend not only on human choice but also on ecosystem functioning, i.e., the implementation of a relevant adaptation strategy must benefit both the wellbeing of and resource provision for humans, as well as the preservation of biodiversity and ecosystems. Compliance with this compromise almost always requires dialogue between policy-makers, scientific actors and managers. Such dialogues are often complex and entail discrepancies between the concepts, language, and agendas of each actor.

Even when stakeholders share the same goals, they diverge frequently on how to approach an adaptation strategy. Originally, in biological sciences the term adaptation referred to Darwin's evolutionary theory of the nineteenth century, and could be used as either a verb ('to adapt') or as a noun. The verb describes the *process* of how natural selection preserves characteristics that permit organisms to survive and evolve in a given environment but with no precise ultimate goal. The noun refers to the *result* of the process as a particular organ or physiology has changed in response to environmental selection. However, in a climate change context, the concept of adaptation has evolved to place more emphasis on the ultimate goal of

the process. In the report of working group II of IPCC (2007), adaptation is referred to as an “adjustment in natural or human systems in response to actual or expected climatic stimuli or their effect, which moderates harm or exploits beneficial opportunities”. Hence in the public sphere adaptation is commonly used to refer to a strategy that involves detailed processes and specific expected goals and is designed to cope with change and manage potential risks. Nevertheless, the strategy remains vague about what “adjustment” or “response” is required from society. Today, strategies to limit risks and cope with change in social-ecological systems fit into the development of ‘adaptive strategies’, which could be described in two main ways, geoengineering (GE) and ecological engineering (EE) approaches. Adaptation strategy in this context should not be equated to adaptive management as the first refers to a set of objectives to cope with perturbation and the second with how any management decision should be monitored, evaluated and reformulated periodically.

In the face of climate change, political actors are more likely to understand adaptation strategies in terms of the GE approach. The GE approach considers the strategy process to involve the accommodation of perturbations through a process of blocking or avoiding the impact of the perturbation (Keith 2000) (Fig. 1, center panel). The GE approach differs from traditional engineering because it addresses the threat to the global climate and develops strategies to cope with climate change. The most famous example is the deployment of aerosols of SO₂ into the atmosphere to limit solar radiation. With this type of adaptation approach, managers want to keep the existing functioning of the productive system from the impacts of climate perturbation, supposedly without changing the intrinsic system characteristics or functioning of the system. This type of strategy generates a rapid response of the system, but it implies regular interventions to maintain the sustainability of the system. Obviously, there is an uncertainty on the intervention and its consequences on the system evolution, and on the success of the management action.

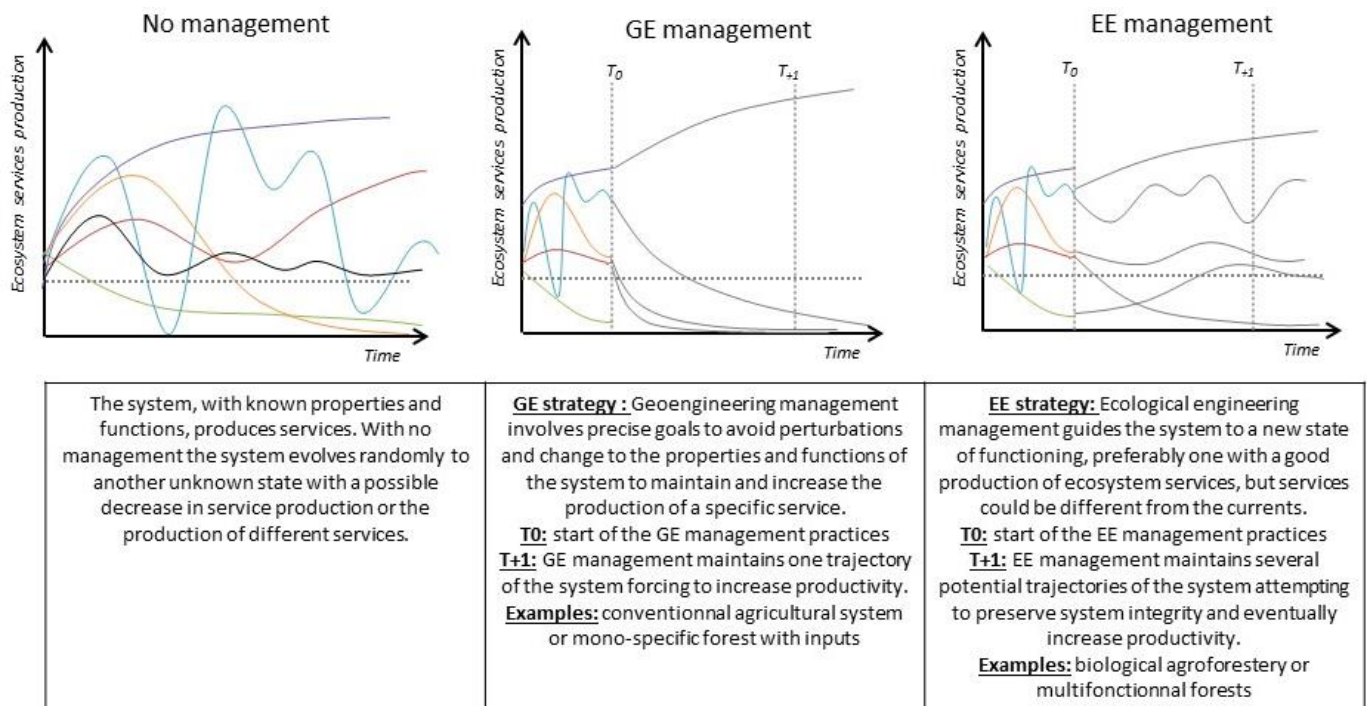


Figure 1: Theoretical graphic representation of the effects of the no-management, geoengineering and ecological engineering management approaches to a system.

At the same time, most researchers in the biological sciences think of the EE approach when invoking adaptation strategies. The EE approach considers adaptation as an intrinsic change of the system, i.e., a perturbation such as climate change is accepted as a new element of the environmental condition. In this type of adaptive approach, the system has to change its characteristics, functioning, and thinking, perhaps in an unexpected manner, in order to remain sustainable (Mitsch 2012) (Fig. 1, right panel). It consists to maintain a process rather than a state and requires, in theory, one intervention at the beginning of the management. Moreover, one of the key characteristics of the EE approach is that the final system could be radically different from the previous system and there is a big time offset between the intervention and the adaptation of the system. Once again, there is uncertainty with this adaptation strategy concerning the success of the management action, and the rebalancing of the system after the intervention. This contrasts with the GE approach in which the goal is to maintain the same system. In both the GE and EE approaches, adaptation strategies require a dialogue between scientists and policy-makers to make the best choice for ecosystems and

societies. This means that barriers to implementation can arise during discussions between stakeholders as a result of differing views of adaptation.

In recent years, a new adaptation strategy of assisted migration (AM) has been developed in order to limit the impact of climate change on biodiversity. AM is frequently defined as the human voluntary movement of individuals or populations from a site where they are threatened by climate change to another site where they are not currently present but where we suppose they could survive under future climate predictions. However, in an ecosystem restoration context, AM has also been defined as the integration in a target ecosystem of individuals or populations supposed more robust face to changing conditions in order to reinforce the local ecosystem (Kreyling et al., 2011; Sansilvestri et al., 2015a).

The proposition of AM has not been greeted with unanimous enthusiasm in the scientific community. Between 2005 and 2011 AM caused a fierce debate about the associated risks, with conservatives concerned about the biologic and genetic risks of AM opposing interventionists who wanted to act proactively against the climate threat (McLachlan et al. 2007; Neff & Larson 2014). Many researchers have attempted to use scientific arguments to settle the debate but with little success, in part because of the ethical, political, ecological, and economic issues (Schwartz et al. 2012) that complicate decision-making processes regarding the artificial movement of individuals or species in the face of climate change.

The view of AM as a completely new management practice mainly for species conservation has inscribed it *de facto* as a forceful manipulation of nature and made it more likely to be embraced by those with political agendas that entail a need to show results in combating the effects of climate change. However, AM is not in fact a new concept. Gardeners and foresters have been moving plants and trees for millennia (Pardé 1924) without

causing much debate. The novelty of the proposition is only in the use of intentional movement as an adaptation strategy in a climate change context. Most definitions and applications of AM are at the scale of species, which means that they take a GE approach to AM that involves the movement of threatened species from one unsuitable site to another in order to recreate the same system without changing the practices used to manage that system. Even if the GE approach supposes a robustness of the intrinsic functioning of the system, there is always a risk to change the target ecosystem with the movement of species. Yet, as Seddon (2010) has proposed, AM can also be applied from an EE perspective at the scale of community, which implies a holistic and adaptive approach. In this case, AM could be thought as a restoration practice for communities impacted by climate change. This type of management represents a proactive restoration with the aim to build new ecological communities that create new suitable habitats for future environmental conditions with a concomitant change in management practices (Fig. 1 right panel) (Sansilvestri et al. 2015b). Hence, the shift from a GE to an EE approach implies an extension of AM to the natural communities and landscape management, rather than a sole focus on species or population management. Today, AM is mainly envisaged as a type of management for forest ecosystems on a species-by-species scale, but it could take different forms in the future according to the scientific view, political and social considerations.

Considering the slow migration rate of trees, forest ecosystems represent a good candidate for AM. However, forest characteristics also exacerbate the complexity involved in the implementation of climate adaptive strategies. With very large temporal scales in their development, there are crucial issues in the sustainable management of forests in the uncertain context of climate change. The selection and planting of trees must be suitable not only for today and the next 30 years, but must also remain appropriate for the following 60 or 100 years and beyond. A key challenge in restoration of forests and forestry is therefore to

maintain the evolutionary potential of tree species and/or populations (Williams & Dumroese 2013) while maintaining productivity.

In the present paper, we offer an analysis of data collected from semi-structured interviews with French and Canadian forest actors who have considered, or who are actively involved in, the implementation processes of AM in forest ecosystems. These two countries represent good candidates for the application of AM programs because of their steep climatic gradients, their potential vulnerability to climate change and the important position of the forestry sector within the two countries as a whole. The goal of this analysis is to determine the factors that influence decision-making in relation to the implementation of a complex adaptation strategy such as AM, and the potential barriers to its implementation. Our specific questions are 1) what are the subjacent mechanisms in Canada and France that facilitate or constrain AM implementation processes? And 2) what are the lessons that can be learnt from Canadian and French examples of the implementation of AM in forest ecosystems?

Methods

Our study was conducted in Canada and France. For the Canada interviews were conducted during the spring of 2014 in four provinces: Quebec, Ontario, New Brunswick, and British Columbia (Fig. 2B). These provinces were chosen because they currently have AM programs. In Québec, Ontario, and New Brunswick, programs are, for the time being, experimental. In British Columbia programs include species conservation, experimental research, and official large-scale initiatives. In France, interviews were conducted between August 2014 and February 2015 in five French forest regions: one mountain Alpine forest, one Mediterranean forest, two temperate forests, and one Atlantic forest (Fig.2A). These regions were chosen in view of their ecological, economic, and climatic vulnerabilities, which mean that AM could be a relevant management option in these areas. Here we present a comparative analysis of AM in France and Canada on the basis of semi-structured interviews

that form part of another study on forest social-ecological vulnerability, which we discuss in details elsewhere. In total, 80 semi-structured interviews were performed in the four provinces of Canada and in the five regions of France. In Canada and France, interviewees were researchers, institutional officers of the respective national forest offices, members of the forest/natural resources ministry, technical field managers, and industry people. Three types of interviews were designed, one for the private forest owner, one for the forest policy-makers and one for the forest members company. The semi-structured interviews are characterized by the absence of proposed answers, the interviewees are free in their answers, and the text is analyzed using as much as possible the interviewees' point of view. The lists of questions are available by request to the first author.

Results

In this section we proceed to a comparative analysis between Canada and France, and we attempt to understand why it seems to be easier to move trees in Canada than in France.

a) Assisted migration in Canada: Contrasting visions across provinces

Even though AM programs have already been implemented in Canada, there are opposing views and complex debates separating the reactive eastern provinces (Quebec, Ontario, and New Brunswick) “*AM is an interesting idea but there are still too many uncertainties*” (Forest researcher 1, Ontario); and the proactive province of British Columbia (BC) “*AM represents a good tool to diminish the stress caused by pests, insects, and climate*” (Forest genetic institute member 1, BC).

For the eastern provinces, the biggest barrier to AM is the differences between the approaches of scientists and decision-makers. The former take an ecosystem approach to AM, akin to the EE approach, whereas the latter take a species-centered economic approach

(assimilated to GE approach). For many actors, AM is seen as a lure of the attractive to governments as a way to avoid the implementation of mitigation policies. *“AM was proposed as THE solution to maintain good healthy forests in the face of climate change, but in reality AM is mainly developed to maintain and increase the productivity of forests”* (Forest researcher 2, Ontario) / *“AM is a tool, is not the only tool that exists but it is the only tool that politicians want to use. Government uses smoke and mirror with AM implementation to avoid involvement in a mitigation strategy”* (Forest researcher 3, Ontario). The Natural Resources Ministry funds a large spectrum of research on AM to develop knowledge (<http://www.nrcan.gc.ca/forests/climate-change/13121>) at the provincial level. Currently in the eastern provinces, AM programs are experimental or in the initial stages of conception; researchers use provenance tests and forest data (Table 1) to review seed guidelines for forest management within the provinces. For example, the Ontario Forest Research Institute supervised a project to assess assisted migration as a climate change adaptation (Eskelin et al. 2011). AM programs exist mainly for tree species with economic value. Yet, as Hewitt et al. (2011) have pointed out, AM programs conducted for economic rather than for conservation benefits represent a barrier to the social acceptance of AM. Hence, scientists in these provinces feel cheated by government policies and forestry management choices, and believe that economic issues are considered more important than ecological issues. Researchers interpret government actions as “green-washing”. *“Today, lobbyists divert government and research money from mitigating the impact of climate change to a focus on adaptation in order to maintain business as usual and bet on adaptation like geo-engineering”* (Forest researcher 2, Ontario) / *“AM is not helpful, except for some endangered species. For the rest it is just an economic issue”* (Forest researcher 4, New Brunswick).

Within the multiple definitions, the species-focused definition of AM allows decision-makers to interpret the adaptive action of AM only from a GE approach. In addition to the

debate about the risks of AM, we witnessed specific discussions inside the Canadian scientific community about its definition. Many papers have been published that describe differing types of AM (Aitken & Whitlock 2013; Seddon 2010; Ste-marie et al. 2011), and discuss whether the movement of a species should be *beyond* the existing distribution, *inside* the existing distribution, or *at the limit* of the existing distribution of the concerned species (Table 1). Yet, all of these definitions focus on species or populations as the unit that is moved during AM, suggesting that the existing system can be maintained but moved to limit the impact of climate change and supporting the “business as usual” view of decisions-makers regarding forest management. Sadly, no definition conceptualizes AM at the scale of community or ecosystem management (but see Pedlar et al. 2012; Sansilvestri et al. 2015). This limits the possibility of the evolution of a more ecosystem-centered approach to AM, which in our opinion is a better approach in a climate change context to restore and reinforce the integrity and the functioning of ecosystems for current and supposed impacts.

	Canada	France
Forest property	Stated owned, given by concession to companies	Private ownership mostly (75%), but the state exploits forests as well
Forest goals	Either production or conservation	Multi-dimensional objectives including management of heritage sites
Extant AM debate	Yes	No
Widespread Definition	The movement of species or populations with some debate about whether movement takes place within or outside of the current range of the species	The movement of species or populations beyond the existing range of species
Knowledge of the AM	Well known to all forest	Known to scientific and policy forest actors but

concept	actors	unknown to forest managers and owners in the field
Type of species considered	Local and in some extreme cases non-local species but from the same continent	non-local species (same continent) but also exotic species
Implemented in official programs	Changes in regulations for <i>Western larch pine</i> plantation in British Columbia	No
Policy development	Advanced thinking in Ontario and Québec concerning changes in seed provenance regulations	Some hesitancy about seed provenance recommendations
Experimental programs (non-exhaustive list)	Yes. Optisource (Québec, Beaulieu, 2009); SeedWhere (Ontario, McKenney et al, 1999); the <i>eastern white pine</i> study (New Brunswick, Major J.) AMAT Trial (British Columbia, (O'Neill et al., 2008); <i>Whitebark pine</i> case (British Columbia, (McLane and Aitken, 2012)	Unofficial and in early stages, anecdotal
Main policy goal	Contradictory issues in Quebec, Ontario, and New Brunswick. Productivity and conservation issues in British Columbia.	Mainly to maintain forest productivity and genetic conservation

Table 1: Differences between Canada and France with regard to the concept and implementation of AM.

In BC, like in most Canadian provinces, there is recognition of the risks of AM, and there are some actors who are against it. However, despite this the BC forest administration has implemented a new seed regulation for one species, the Western larch pine, which makes

changes to the regulations governing altitude planting (Klenk & Larson 2015; O'Neill et al. 2008; Natural Resources Canada 2013). With this modification, the Western larch pine can now be planted 100 m higher in altitude to compensate for observed climate change impacts and preserve productivity. Due to the importance of the forestry sector in BC, AM management has been accepted rapidly as a means to maintain both wood productivity and the integrity of forest ecosystems, and for genetic conservation (Table 1) *“AM is a good tool for resilience and to respond to a threat like climate change where we do not know the exact nature of change” (Provincial forest officer 2, BC)*. In recent years, the provincial natural resources ministry and the Forest Genetic Council of BC have funded many research programs (Table 1) to develop knowledge about genetic issues and wood productivity *“We need more knowledge of species and ecological indicators, AM outside of ecological range needs a genetic assessment. It is a tool to develop” (Forest researcher 5, BC)*.

Currently, AM policy in BC is proactive and involves the implementation of large experiments and new regulations. These initiatives are implemented by decision-makers despite the existence of some debate. Because the discourse surrounding them is characterized by strong arguments about forest management, they succeed to go through the conservatory debate (Klenk & Larson 2015). The proactive policies of BC can be explained by three suppositions. First, BC is characterized by a steep and complex climatic gradient, which makes this province a good, and perhaps involuntary, candidate for AM. This complex climatic gradient allows the presence of many specialist tree species within specific distribution areas. Moreover, a report by Hamman and Wang (2006) demonstrated that big changes in BC ecosystem climates are expected, which represented an additional argument to consider AM as an interesting option to maintain the integrity and productivity of forests. Second, BC has already been affected by climate change, with waves of mortality caused by epidemics of the “mountain pine beetle” and large fires caused by heat and drought.

Government scientists and decision-makers used these events as an opportunity to garner support for proactive management. To avoid a sharp politic or scientific u-turn, the new regulations have been implemented as a “range expansion” of the species and not as an introduction: “*People think that AM means that we lose the existing distribution of species with a shift of distribution, but in reality, it is an expansion of species distribution*” (Provincial forest officer 1, BC). Third, BC benefits from a very organized and efficient forest management structure with a Tree Seed Center that centralizes all the tree seeds in BC, and a Seed Planning Registry for the selection of seed lot. Hence, each year BC has the capacity to plant more than 250 million tree seeds for future harvesting, which facilitates the application of AM programs. Furthermore, there is a developed and supported genetic conservation policy within the Forest Genetic Council. For researchers, the recent move towards AM in BC represents a “*transition from tree improvement to genetic management*” (Forest researcher 6, BC). However, even though AM seems to be more accepted in BC, its application is still at the scale of species (for conservation e.g., *Whitebark pine*, and for productivity e.g. Assisted Migration Adaptation Trial or *western larch pine*). This raises the question of whether this discourse will lead to the implementation of more extensive and far-reaching AM programs, such as the introduction of exotic species and larger scales of operation in BC or in other provinces, or form the basis for a future EE approach to AM.

For the time being in Canada, we could observe that policy-makers have appropriated a concept of AM that is constrained to the movement of a particular species. This situation could be explained, *inter alia*, by the existing administration of forest landscapes, which separates forests by their functions. In Canada, forests are either a conservation area (national parks) or a productive area (forest with exploitation license). This means that the potential of AM management practices to increase the adaptive capacity of forests is not a high priority,

and AM is instead used for the strict management of one species, for either economic or conservation purposes.

b) Assisted migration in France: some hesitancy and big forest legacy

Historically, forests and forestry have been very important in France, with its influential forest culture and a long tradition of *savoir-faire*. We selected five forest regions with economic, historical, social, climatic, and ecological issues, which suggest that AM could be a management option for these regions. This allowed us to analyze possible implementation processes of AM in France (see Figure 2).

With a steep climate gradient from Mediterranean to Alpine areas including the Atlantic climate, French forest researchers and ministry members recognize that France represents a good candidate for AM programs (*Forest officer 1, French forest ministry*). However, there are currently no official AM programs in France, even at the experimental level (Table 1). Contrary to Canada, the proposition of AM in France has not created a debate “*The idea of species movement is accepted but we are still thinking about it*” (*Forest researcher 1, Forest National Office*). Scientists in France, as in Canada, have raised the question of the risks involved in AM and the uncertainty of climate change outcomes (Benito-Garzón et al. 2013), but they will consider implementing AM in future forest management if adequate evidence of the benefits exists (Benito-Garzón & Fernández-Manjarrés 2015). In general, forest researchers and the forest ministry are publicly in agreement in forums and workshops about the development of new forest regulations; and AM has always been considered as an interesting option for both parties. This consensus can be explained by the historic profile of forest management and the relationship between forest and foresters in France.

French foresters (in both public and private forests) probably identify more with their forests than Canadian foresters, and in consequence feel these forests as their own living spaces. This may be because French forests are mainly small and accessible. On the contrary, the Canadian unexploited forests, with their large and wild characteristics, create a “wilderness” vision of forests even if the forestry practices are harder than in France. Moreover, today there are few natural or primary forests in France; forests have been highly managed either in the past or presently and their characteristics are now the result of earlier human management choices. For instance, since the seventeenth century, French forests have mainly been managed in order to produce wood for economic and military interests (Polge 1990). Hence, the economic importance of forests is largely accepted in France “*The management of forest is an act of optimization, we are very proud of our tree production*” (*Forest manager 2, French temperate region*). The biodiversity aspect came later, at the end of the twentieth century with the “green” movement. This movement initiated a multidimensional vision of forest management in France, which means that economic, social, and biodiversity aspects must be taken into account in management choices, at least at the level of regulation even if not in the minds of all stakeholders. This multidimensional vision potentially helps to avoid a narrow focus on the AM of species only, as is the case in Canada. Hence, we could assume that in France AM could be applied at the scale of the ecosystem in line with the EE approach.

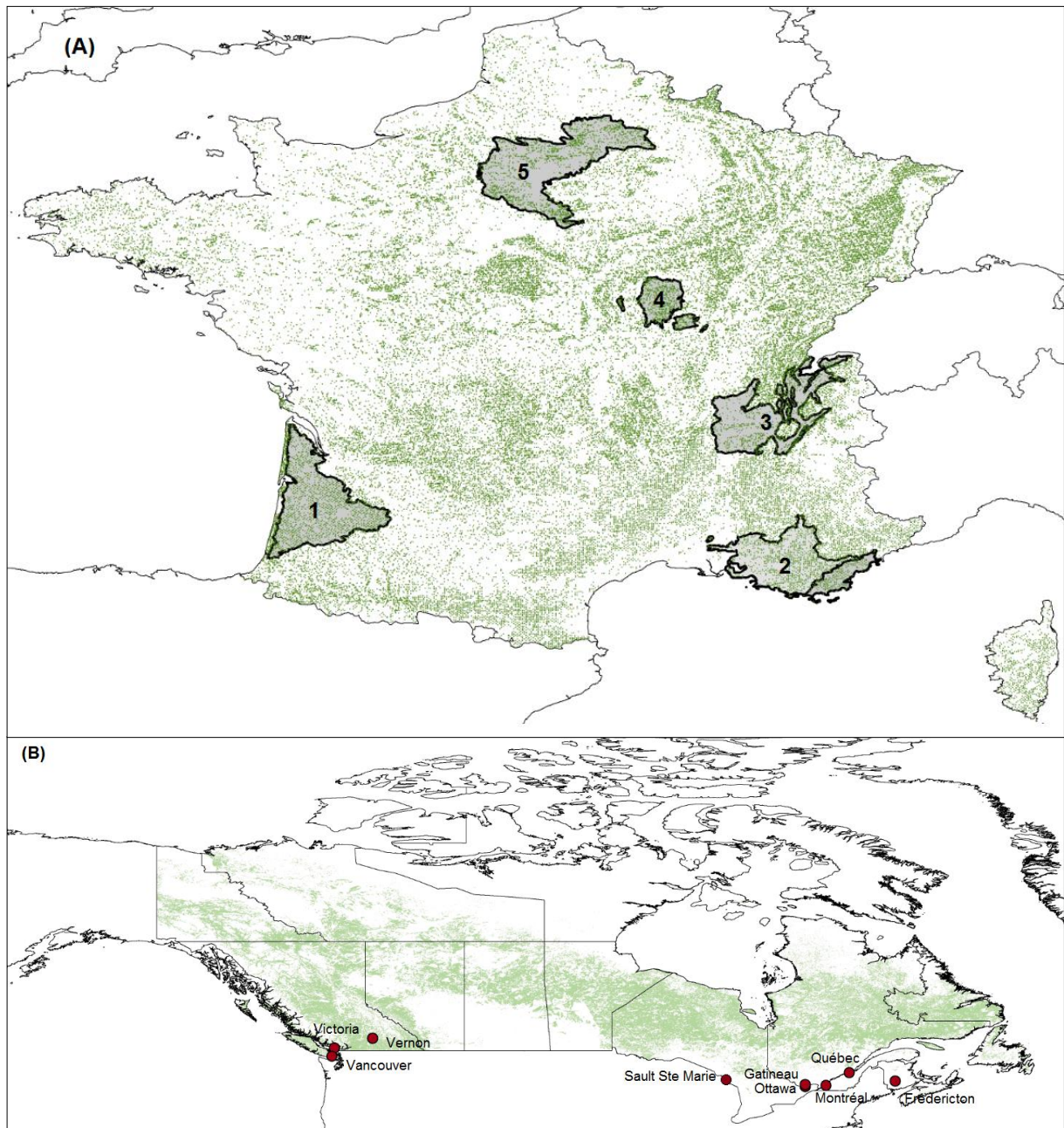


Figure 2: (A) Map of France with the location of the five selected forest regions (1: Atlantic region; 2: Mediterranean region; 3: Alpine region; 4 and 5: Temperate regions); (B) Map of Canada with the different sites visited.

Despite this consensus and willingness to apply AM in managed forests, there are currently no AM programs in the field, not even for single tree species. This could be explained by three assertions. First, AM is regularly discussed and proposed in ministry and research meetings. Yet, managers and owners in the field are not usually aware of this type of

management. The impact of climate change has not yet been considered widely in forest management in France. *“Even if we’ve talked about climate change for a long time, for the moment, we do not observe climatic impacts in our forests. So it is not tomorrow that we will begin to act”* (Forest private owner 1, French Atlantic region). The extent of this gap in knowledge between institutions and managers may derive from the fragmentation and breakdown of French forest governance. The long history of mainly private ownership of forest in France has generated an accumulation of stakeholders who interact at different levels of forest management. These complex frameworks of actors make the transmission of information between stakeholders difficult. Forest owners do not know who to talk to and forest operators are too busy with industrial competition to take on the role of providing a bridge for information *“We hear lot of things; we do not know whom to believe”* (Forest private owner 20, French Mediterranean region). At present, French forest governance is undergoing reform as a result of changes to the recommendations on provenance made to managers and forest owners. However, rather than using this reform to implement a new strategy or new recommendations for AM, the ministry remains cautious probably because they fear the failure of AM. For the moment, the committee in charge of changing the five-year report of recommendations on the provenance of tree seeds (two forest officers from the forest ministry, two forest engineers from the Environmental and Agronomic Research and Technological Institute, four forest researchers from different research laboratories, one forest PhD student, one forest industrialist, and one forest manager from a private forest management institute) have limited their output to recommending the use of seeds from the southern adjacent area of the previously recommended area and only for a few species (Sansilvestri personal observation). In practice, there is a real will to change the regulations on provenance but the committee has few resources for the implementation of these new regulations. Moreover, they are afraid of a possible backlash against them by forest actors

(Sansilvestri personal observation) if AM involves relocations that are too far removed from the present locale of forests. “Regarding the question of whether to act or not, people are torn. Hence, we remain cautious about recommendations” (Forest officer 2, French forest ministry). So, unlike Canada, the barrier to AM implementation does not come from a divergence in opinion about forest management between researchers and ministry officers, but from extreme caution due the potential of AM to create thousands of disconnected private forest owners.

Second, the history of forest management creates a strong forest culture and a conservative vision of forest landscapes. Managers are rather conservative concerning landscape management and the choice of tree species. Surprisingly, many species in France have been imported (e.g., *Pseudotsuga menziessi*, *Picea sitchensis*, *Acacia...*), but many managers and forest owners now consider them to be ‘native’ because they have naturalized over the course of the last century or two. Climate change in France is exacerbating the marginal condition of some species and is highlighting the negative management choices of the past: “[Climate change] reveals our past mistakes” (Forest manager 2, French temperate region / Forest manager 11, French Mediterranean region). This is the case for *Abies alba* in the low Alps or *Fagus sylvatica* marginal populations in Eastern France, (Frascaria-Lacoste personal observation), for instance. Despite these early warnings of climate change effects, foresters are not willing to change species because of emotional or economical attachments (see Table 2), but also because of an interest in keeping the current landscape features of their forests.

Region	Species	Climate vulnerability	Barriers to species change
Atlantic region:		Storms, droughts, and	Emotional and cultural

South West of France	Maritime pine (<i>Pinus pinaster</i>)	pests	attachment. Strong industrial attachment
Temperate region: East of France	Douglas fir (<i>Pseudotsuga menziessi</i>)	Not yet, but models suggest high risk because of heat	Industrial development
Temperate region: North East of France	Common beech (<i>Fagus sylvatica</i>)	Droughts	Strong emotional attachment
Mediterranean region: South East of France	Atlantic cedar (<i>Cedrus atlantica</i>)	Droughts	Cultural attachment and landscape conservation

Table 2: Forest characteristics and main barriers to tree species change in different regions of France.

Contrary to the intensive use of seeds in Canada, particularly in BC, the species composition of forests in France is controlled mainly through selection during the natural regeneration of trees. French foresters have a rather technical vision of forest management. Hence, even though there is a possibility of natural reorganization of forests through natural regeneration, the proposition to artificially change the distribution of species through AM is very difficult to implement in the field: *“The social acceptance of new forest landscapes is the main barrier to adaptation policies”* (Forest manager 9, French temperate region).

Lastly, French forest research currently involves few experimental programs and the collection of data from provenance tests is not on the level and to the extent that would be required to make decisions for climate change adaptation. All researchers agree that there is a need to increase knowledge about the ecological characteristics of tree species, genetic issues, and provenance tests: *“There are few resources allocated to forest research, so there is a big lack of knowledge, especially for species distributions”* (Forest Researcher 2, French

Mediterranean region). This problem of lack of resources is clearly understood by forest managers: *“There is no budget. We see the research institutions coming with research programs but after a few years everything is abandoned. There is lots of data there if we bothered to collect it”* (Forest Manager 8, French temperate region) / *“We need resources to implement experiments in the field to show concrete results to foresters”* (Forest Manager 10, French Alpine region). For example, it can be noted that there are no provenance tests being set up between France and other countries further south such as Spain, Italy, Morocco, or Tunisia, which could anticipate the effects of a potentially warmer climate in the south of France in future. France remains a little reticent about experimental programs compared with Canada or even other European countries. This can be explained by fragmented forest management in France and lower investment in any kind of forest research that does not focus on genetics and genomics.

Discussion

Adaptation and AM are complex concepts that need to be precise and context-specific. In the present paper we have examined the impact of the ambiguous definition of AM, caused by the differences between GE and EE approaches to AM. The GE approach is often better understood and more accepted by decision-makers because it allows the development of specific tools with precise goals, such as the movement of a specific tree species from one area to another to maintain its productivity, as we saw in Canada. Moreover, the GE approach is more accepted because in theory, it does supposedly not change the system intrinsically. But, the GE management despite its simplicity, implies also risks and uncertainty concerning the success of the management and the reaction of the ecosystem to the intervention, as genetic pollution, biological invasion or unforeseen effects on ecosystem functioning. An AM application with GE approach, i.e., maintaining a productive tree species with a simple relocation, promotes the risk of ecosystem collapse because of the focus on only one

dimension of the system. On the contrary, the EE approach to AM is more daunting because of the uncertainty caused by changes to the system and because it is difficult for non-scientists to understand its application in the field. The EE approach to AM involves allowing the system to change freely according to its own dynamics. Again, there is a risk of failure and uncertainty on the ecosystem evolution. However this ecosystem approach allowing biological mechanisms to compensate each other, diminish the risk of collapse with the possibility of a natural evolution of the system. The desire for complete control of the forest system could explain the slow implementation of AM in France, despite the fact that a multidimensional vision of the forest exists there. Moreover, French foresters are afraid to lose the control on forests. To promote the evolution of forest management in a climate change context, it is very important for researchers to advance complex notions case-by-case to avoid misunderstandings occurring in dialogues between scientists and decision-makers. For France and Canada, definitions should include precise goals, risks, issues, and guidelines.

We believe that it is essential to take an ecosystem vision to define AM with an EE application. This approach could allow a less controlled vision of ecosystems which is important in an uncertainty context like climate change to let the possibility of both management and ecosystems to evolve. The application of AM in a mono-directional manner appears easier technically and economically than a more ecosystem-centered approach, but there is a substantial risk during manipulations of ecosystems of a consequent loss of biodiversity and function diversity. The EE version of AM is very recent, so its conception and implementation will take many years. Meanwhile, foresters should move beyond a technical approach to forestry and consider managed forests as living systems with their own independent evolution. In other words, we must support ecosystems rather than try to dominate them.

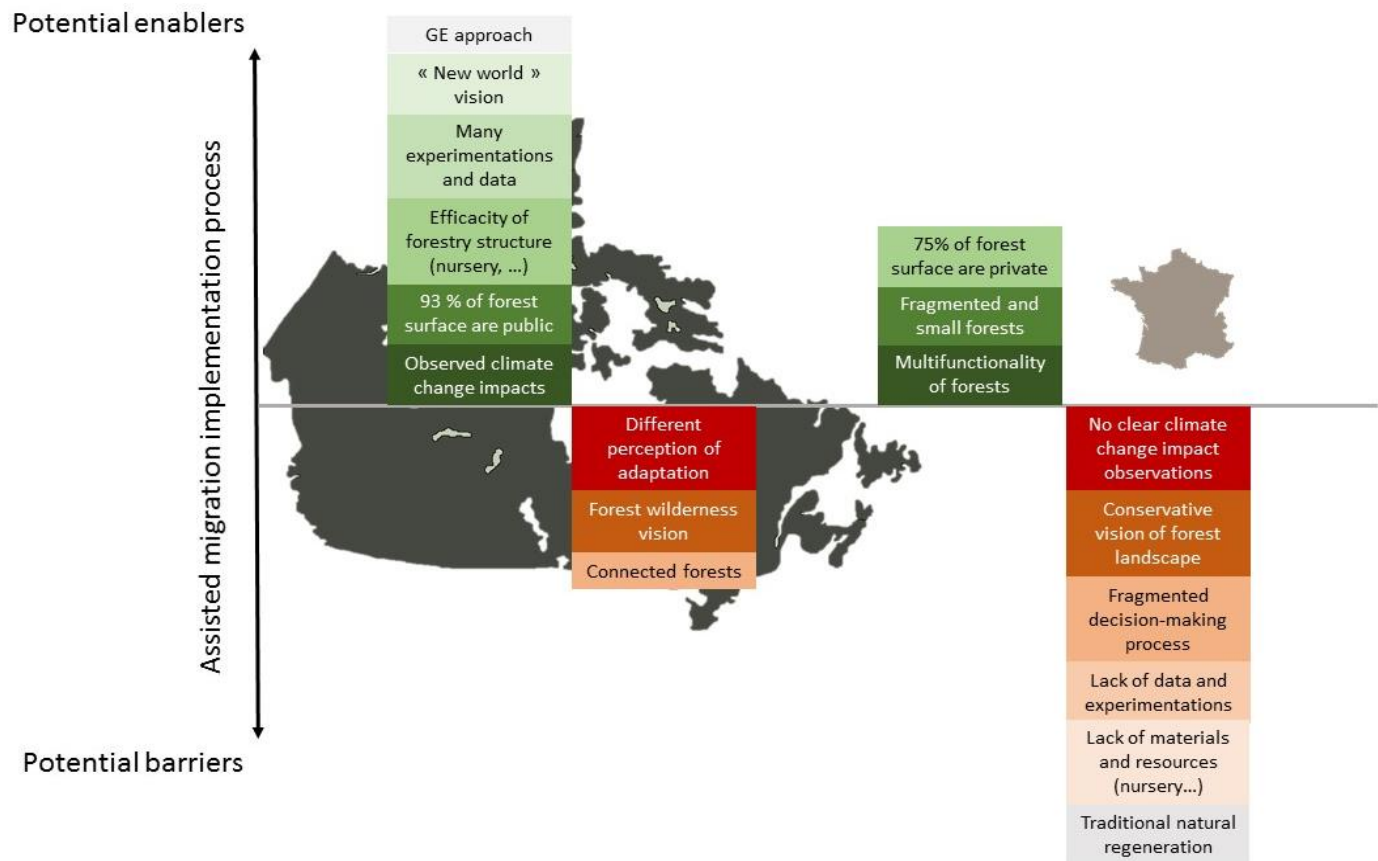


Figure 3: Graphical representation of subjacent mechanisms of assisted migration implementation for Canada and France. In green: the potential enablers of assisted migration implementation. In red: the potential barriers of assisted migration implementation. More the color is dark more the mechanism has an important role in the process.

The comparative analysis between France and Canada demonstrates that the introduction of new species to forests is a social barrier to the implementation of AM in both continents, but not for the same reasons (Figure 3). The differentiation between productive and protected forests limits the likelihood of AM being approached from an EE perspective in Canada. In a protected forest, it is difficult to implement AM programs beyond those that aim to protect and conserve specific endangered trees (e.g., *Whitebark pine*), which means that the application of AM is reduced to the monitoring of one species. In a productive forest, management is influenced by what could be called a “new world” culture involving a vision of limitless and controllable resources, which facilitates the implementation of AM programs only for economic goals with a 'hard' GE approach. In all cases, forest management is limited to the strict management of one species, for the fulfillment of either economical or

conservation goals. This limits the potential of AM to increase the adaptive capacity of forests. In France, foresters (in both public and private forests) are attached to the forest landscape and wish to conserve the forest legacy even if it includes non-native naturalized species, while in Canada most foresters wish to conserve the wilderness of the forest. A new integrated version of forest management that would include both French and Canadian visions could introduce more flexibility to managed forests and provide more space for wilderness as in Canada, as well as meeting explicit economical goals, as in France.

In sum, this comparative analysis highlights that evidence of the impact of climate change on trees is a powerful trigger for the implementation of AM programs in forest management, and we are certain that this will be the case when other cases with endangered species or ecosystems appear. Perhaps, if the resource in question is private that do not necessarily accept a top down approach, like foresters in France, adaptation strategies can undergo a long scrutiny that may highlight their advantages and disadvantages before they are implemented. Only time will tell if when climate change effects become more apparent in France, AM would be applied at the ecosystem level respecting local biodiversity, or if productivity approaches will dominate.

Acknowledgments

We are grateful for funding from the National Research Agency (ANR), which provided support for the doctoral position of R. Sansilvestri through the AMTools French ANR project (ANR-11-AGRO-0005). We would also like to thank G. O'Neill for his invaluable help on the subject and the many informative discussions. Finally, we would like to thank sincerely all the actors who participated in the interviews and who offered their time to the project.

Literature cited

Aitken SN, Whitlock MC (2013) Assisted Gene Flow to Facilitate Local Adaptation to Climate Change. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 44: 367–388

Barrett S, Dannenberg A (2012) Climate negotiations under scientific uncertainty. *Proceeding of the National Academy of Sciences* 109: 17372–17376

Benito-Garzón M, Fernández-Manjarrés JF (2015) Testing scenarios for assisted migration of forest trees in Europe. *New Forests*

Benito-Garzón M, Ha-Duong M, Frascaria-Lacoste N, Fernández-Manjarrés JF (2013) Habitat Restoration and Climate Change: Dealing with Climate Variability, Incomplete Data, and Management Decisions with Tree Translocations. *Restoration Ecology* 21: 530–536

Eskelin N, Parker WC, Colombo SJ, Lu P (2011) Assessing assisted migration as a climate change adaptation strategy for Ontario's forests : Project overview and bibliography

Hamman A, Wang T (2006) Potential effects of climate change on ecosystem and tree species distribution in British Columbia. *Ecology* 87:2773–2786

Intergovernmental Panel on Climate Change (2007) *Climate Change 2007 : Mitigation , Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge Editions. Cambridge, United Kingdom and New York

Keith DW (2000) *Geoengineering*. Encyclopedia of Global Change. Cambridge

Klenk NL, Larson BMH (2015) The assisted migration of western larch in British Columbia: A signal of institutional change in forestry in Canada? *Global Environmental Change* 31: 20–27

McLachlan JS, Hellman JJ, Schwartz MW (2007) A framework for debate of assisted migration in an era of climate change. *Conservation Biology* 21: 297–302

McLane SC, Aitken SN (2012) Whitebark pine (*Pinus albicaulis*) assisted migration potential: testing establishment north of the species range. *Ecological Applications* 22: 142–53.

Mitsch WJ (2012) What is ecological engineering? *Ecological Engineering* 45: 5–12

Neff MW, Larson BMH (2014) Scientists, managers, and assisted colonization : Four contrasting perspectives entangle science and policy. *Biological Conservation* 172:1–7

O'Neill GA, Hamann A, Wang T (2008) Accounting for population variation improves estimates of the impact of climate change on species' growth and distribution. *Journal of Applied Ecology* 45:1040–1049

Pardé L (1924) Arbres étrangers qui méritent d'être plantés dans les forêts françaises. *Revue Botanique Appliquée d'Agriculture Coloniale* 3–10

- Pedlar JH, Mckenney DW, Aubin I, Beardmore T, Iverson L, Neill GAO, Winder RS, Ste-marie C, Pedlar J, Kenney WM (2012) Placing Forestry in the Assisted Migration Debate. *Bioscience* 62:835–842
- Polge H (1990) Chênes de marine et chênes de tranchage. *Revue Forestière Française* 4:277–282
- Sansilvestri R, Frascaria-Lacoste N, Fernández-Manjarrés JF (2015a) Reconstructing a deconstructed concept: Policy tools for implementing assisted migration for species and ecosystem management. *Environmental Science and Policy* 51:192–201
- Sansilvestri R, Roturier S, Colas B, Fernández-Manjarrés JF, Frascaria-Lacoste N (2015b) Intégrer le facteur climatique dans la compensation écologique: l'exemple des écosystèmes forestiers, in *Restaurer La Nature Pour Compenser Les Impacts Du Développement*. QUAE Editions. Paris
- Schwartz MW, Jessica J, Jason MM, Sax DF, Borevitz J, Brennan J, Fielder D, Gill J, Gonzalez P, Jamieson DW, Javeline D, Minter B, Polasky S, David M, Safford D, Schneider S (2012) Managed Relocation: Integrating the Scientific, Regulatory, and Ethical Challenges. *Bioscience* 62:732–743
- Seddon PJ (2010) From Reintroduction to Assisted Colonization: Moving along the Conservation Translocation Spectrum. *Restoration Ecology* 18:796–802
- Ste-marie C, Nelson EA, Dabros A, Bonneau M (2011) Assisted migration : Introduction to a multifaceted concept. *Forestry Chronicle* 87:724–730
- Williams MI, Dumroese RK (2013) Preparing for Climate Change : Forestry and Assisted Migration. *Society of American Forestry* 111:287–297

Deuxième partie :

**Analyse de la capacité adaptative des acteurs forestiers face au
changement climatique**

Introduction de la seconde partie

Lors de la première partie de cette thèse, nous avons évalué les mécanismes sous-jacent existants dans la mise en place de stratégies d'adaptation en analysant le processus depuis la proposition scientifique jusqu'à l'application sur le terrain en passant par les conceptions politiques. Ainsi, nous avons pu observer que des outils juridiques et écologiques facilitaient dès aujourd'hui la mise en œuvre de programme de migration assistée lorsque celle-ci représentait une option pertinente face à la menace climatique. Suite à ce constat, je me suis posée la question suivante : si les grands principes internationaux et les politiques nationales permettent la mise en place de la migration assistée qu'en est-il de son acceptation par les acteurs locaux et de leur capacité à mettre en place cette stratégie localement ?

Ainsi dans ce dernier chapitre, je me suis focalisée sur la capacité des acteurs forestiers à mettre en place des stratégies d'adaptation de façon générale, c'est-à-dire leur capacité à changer leur pratique de gestion et leur mode de pensée. On parle de capacité adaptative. Afin de répondre à cette question, j'ai développé un outil d'évaluation original permettant d'estimer la capacité adaptative d'un socio-écosystème. Cette méthode est inspirée de *l'adaptive wheel*, un procédé développé initialement pour étudier la capacité adaptative d'une institution (Gupta et al. 2010), et est également basée sur une littérature riche traitant de la question des socio-écosystèmes et de leur potentiel adaptation face aux perturbations (Bourdieu 1986, Adger 2003, Folke et al. 2005, Walker et al. 2006, Magnan 2014). Ainsi, j'ai adapté l'approche de Gupta et al. (2010) afin de pouvoir l'appliquer à une échelle plus large, celle du socio-écosystème et pouvoir estimer, dans sa globalité, la capacité adaptative de celui-ci. Pour l'application de cette méthode, nous avons choisis cinq socio-écosystèmes forestiers français, sur la base de considérations écologiques, économiques, politiques et sociales.

Cette approche représente une analyse principalement qualitative de ces socio-écosystèmes forestiers, basée sur des interviews semi-directifs avec de nombreux acteurs, et s'apparente ainsi plus aux méthodes que l'on peut observer dans les études sociologiques ou géographiques qu'aux études strictement écologiques. Ce dernier chapitre représente donc la quintessence de la volonté interdisciplinaire de cette thèse et nous présente une analyse socio-écologique de la capacité des acteurs à faire face à des perturbations incertaines et complexes comme celle du changement climatique.

Chapitre 3

A multi-dimensional adaptive capacity assessment: forest social-ecological systems across climatic gradient

Cet article sera soumis au journal *Ecology and Society*

A Multi-dimensional Adaptive Capacity Assessment: forest social-ecological systems across climatic gradients

Roxane Sansilvestri^{a,b,c}, Marlène Cuccarollo^e, Marta Benito-Garzon^d, & Nathalie Frascaria-Lacoste^{b,a,c} & Juan Fernandez-Manjarrés^{c,a,b}

^a Université Paris Sud, Laboratoire Ecologie Systématique et Evolution, CNRS, UMR 8079, Orsay, France

^b AgroParisTech, UMR 8079, Paris, France

^c CNRS, UMR 8079, Orsay, France

^d INRA, Bordeaux, France

^e Université Panthéon-Sorbonne, Paris, France

Correspondence:

roxane.sansilvestri@u-psud.fr

Authors contributions:

RS & JFM conceived the study. RS realized all of the interviews, analyzed the answers, edited figures and tables, wrote and edited the manuscript; NFL contributed for the revision of the paper and the description of the French forest history; MBG realized all climatic and ecologic forest models; MC participated to the conduction and analysis of interviews in the Landes and Fontainebleau forests; JFM is the project supervisor and participated to the score data analysis of interview answers and the edition of principal components analysis figures.

Keywords: acceptance of change, transformability, social capital, natural capital, proactive management, implementation process, assisted migration, adaptive strategy, climate change

Abstract

Today, climate change represents one of the biggest issues of the 21th century and all social and ecological systems are vulnerable. However, each system has different vulnerabilities depending on their ecological components, climatic threats and society assets that result in different adaptive capacities (AC). The evaluation of a system's vulnerability and the development of relevant adaptive strategies require understanding the structure and dynamics of social-ecological systems (SESs). In SES studies, AC can be understood in three different ways: as robustness, resilience and transformation. Here, we examined five forest SESs across a climatic gradient in France to understand the local adaptive capacity (AC) of actors to implement alternative management and accept change. To evaluate local AC, we developed a method based on the assessment of the SES capitals (Obrist et al. 2010) as surrogates of AC. In addition, we evaluated the actor's acceptance of a new management practice named 'assisted migration' (AM) as an indicator of the transformative potential of actors. In order to understand the role of capitals in the local AC assessment, we asked the following questions: a) What is the structure of the different SES based on their levels of natural, resource, social and governance capitals? b) How do the levels of capitals in the different SESs may promote or limit the AC of each SES? And c) what evidences of transformative potential exist in the forest SESs evaluated through the acceptance of AM application? Our analysis shows that forests that can be ecologically similar are differentiated by the societal capitals associated to them. Moreover, we demonstrated that any of the capitals can be a potential limiting factor for the AC of the forest SES system. Also, our results highlighted that forest actors developed only robustness strategies to cope with perturbations and remain in the *statusquo* despite climate change effects awareness. The proposition of AM application showed that foresters could envisage transformative strategies to a certain degree but only if there is an economic profit. In our opinion, alternative incomes (different from wood) for the different ecosystem services provided by the forest ecosystem would help to create resilient and transformative SES in a context of climate change.

Introduction

Today, climate change threatens ecosystems and human societies making them vulnerable systems. In order to implement relevant adaptive strategies, the assessment of vulnerability represents the first step of climate change management. However, all systems do not have the same vulnerability depending on a complex multi-dimensional dynamics between climatic threats, ecosystems and human societies. Knowing that, the evaluation of vulnerability requires understanding not only about climate change but also ecosystem dynamics, societal needs and societal capacities. Hence using the social-ecological system (SES) approach is essential (Berkes and Folke 1998).

(Adger 2006) defines the SES concept as human actions and social structures that are tightly integrated in nature, implying that social systems and the natural world are interlinked and any distinction is arbitrary. Schematically, SES can be described as having two main components: a social and an ecological template. These two templates are linked by complex interactions like management actions and ecological feedbacks. SESs are subject to internal and external drivers and consequently defined by change and uncertainty (Holling et al. 2002) (Figure 1). Hence the evolution of one component is the result of the dynamic of the other component combined with forcing from external and internal drivers. Today, among all drivers, climate change represents a main one for which societies and actors have to deal with. In order to cope with these drivers, the first step is to assess the vulnerability of systems to changing climates.

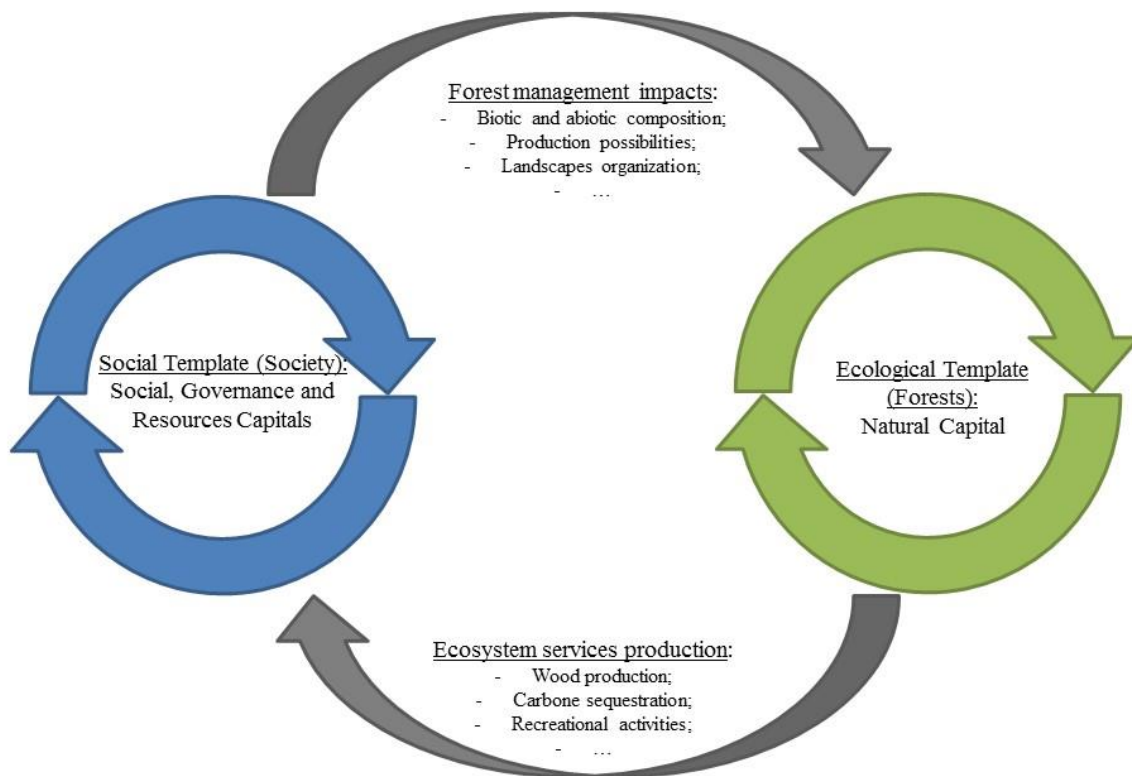


Figure 1: Simplified heuristic representation of a forest social-ecological system. Grey lines represent feedbacks between templates, and green and blue arrows represent the internal dynamics of each system.

The third IPCC assessment report (2001) described vulnerability as “the degree to which a system is susceptible to, or unable to cope with, adverse effects of climate change, including climate variability and extremes”. Especially, vulnerability is a “function of the character, magnitude, and rate of climate variation to which a system is exposed, its sensitivity, and its adaptive capacity” (IPCC (International Program for Climate Change) 2007). Climatic exposition can be evaluated by using climatic projections (Benito-Garzón et al. n.d.), and sensitivity can be estimated by the combination of climatic and ecological models. However, the determinant key to evaluate the long term vulnerability of a SES lies in the interactions occurring between social and ecological dynamics and these dynamics condition largely the adaptive capacity (AC) of the whole SES. The evaluation of AC is

essential to develop coherent new management practices in terms of institutional, social and organizational aspects (Montpetit 2014).

In a SES, a high AC represents the capacity of actors to reorganize the system in a changing and perturbed context to a sustainable state. However, the definition and the assessment of AC remain a complex and undeveloped question. The definition we feel closest is that of Gallopín (2006), who defined the AC as “the capacity of any human system from the individual to humankind to increase (or at least maintain) the quality of life of its individual members in a given environment or range of environments”. According to this definition, the AC depends from social, economic, politic and ecological factors. Hence, the evaluation of AC must be repose not on the analysis of modifications that should be done face to external drivers, but on the estimation of essential components and interactions inside the SES that must be preserved, and the elements and strengths which can be deployed for an adaptation process. For this estimation, it is primordial to know which current characteristics and dependencies in the SES must be maintained in order to determine crucial functions and societal expectations to develop adequate adaptive strategies (Godard 2010).

For the most part of biologists and ecologists, adaptation refers to the concept of the evolutionary theory developed by Darwin in the 19th century. In the case of SES management, adaptation represents a strategic concept with precise guidelines and fixed goals unlike to the Darwinian adaptation for which outcomes are not known in advance. Here we were interested in the capacity of actors to implement alternative managements, change their practices and integrate uncertainty in their decision-making process in a climate threat context. In the literature, this capacity is named as social resilience. Keck and Sakdapolrak (2013) divided social resilience in three different concepts that are related to the historical use of it. Here, we define the social AC as a gradient with three different possible strategies for actors: the coping strategy related to the initial ecosystem stability idea, the resilience strategy to absorb

perturbations and continue functioning (the most widespread use) and the transformative strategy idea that has appeared more recently (Table 1).

	Strategies related to the different levels of adaptive capacity		
	Coping strategy	Resilience strategy	Transformative strategy
Response to risk	<i>Ex-post</i>	<i>Ex-ante</i>	<i>Ex-ante</i>
Temporal scope	<i>Short-term</i>	<i>Long-term</i>	<i>Long-term</i>
Degree of change	<i>Low, status quo</i>	<i>Medium, incremental change</i>	<i>High, radical change</i>
Goal	<i>Restoration of present level of well-being</i>	<i>Security of future well-being</i>	<i>Enhancement of present and future well-being</i>
Examples	<i>Creation of a dam for hurricane threats</i>	<i>Agro pastoralism development and species selection to limit fire risks</i>	<i>Shift from forest exploitation to agroforestry or even to ecotourism for hot regions</i>
Expected increased characteristic or property of the SES	<i>Robustness or specific resilience</i>	<i>General resilience</i>	<i>Transformability</i>

Table 1: The different forms of local actors strategies based on different interpretations of the concept of adaptive capacity. Inspired from the three types of social resilience of Keck & Sakdapolrak (2013).

To evaluate the change capacity of actors, we proceeded to an assessment of the different capitals of the SES which represents one of the options available to estimate resilience (Obrist et al., 2010). Capital represents a stock of material and immaterial elements potentially involved in the implementation of adaptive strategies (see materials and methods part). The capital concept is analogous to the concept of measuring the amount of potential energy in a system available to conduct a work in thermodynamics terms. A minimum of capital allows to keep the system in a sustainable condition if disturbances are small, maintaining a minimum resilience. In the case where the pressure of disturbance becomes too strong, the availability of larger capitals will be necessary to develop a potential for transformation. Thus, societies will change according to the capitals they have, the priorities

they choose and what they consider tolerable or unacceptable, so that the technical and social choices for adaptation, or more extremely, transformation, will be different (Godard 2010). We used capital assessment to evaluate the robustness and resilience capacities at the local level, but for the transformative capacity we used the estimation of the acceptance of the new management practice named assisted migration (AM) that we explain next.

AM is a recent management practice proposed at the beginning of the century to limit the impact of climate change on ecosystems and biodiversity. AM is a controversial concept because of the risks associated (Mueller and Hellmann 2008, Ricciardi and Simberloff 2009b, Aubin et al. 2011) and with several definitions (Ste-marie et al. 2011). Here we defined AM as the reinforcement of a threatened area by future climate scenarios with the introduction of individuals or populations supposed more robust (corresponding to Ecosystem-centered AM in Sansilvestri et al., 2015). AM is a management option which implies permanent and sometimes irreversible changes in landscapes. Its application could be referred to a transformation of a part or the totality of a system. Thus, the acceptance of AM applications in new management practices seems a good indicator for the transformative capacity of actors.

For our analysis, we focused on forest SESs which represent a big challenge to develop adaptive strategies in a climate change context. Because of very large spatial and temporal scales in their development and the many services provided, the complexity to maintain the persistence within the system is exacerbated. The selection of trees and management options must be suitable not only for today and the next 30 years, but must also be appropriate for the following 60 or 100 years and beyond. Considering this complexity, the implementation of adaptive strategies represents a real challenge for foresters and policy-makers. A key challenge in forestry is therefore to maintain the evolutionary potential of tree

species and/or populations (Williams and Dumroese 2013) and to develop AC of forest actors to be able to reorganize the system regularly and to eventually prepare a transition.

In this paper, our overall goal is to comprehend different levels of local AC by understanding the local context and management choices of the forest sector. It is not our objective to draw general laws of AC in SESs but to understand each case separately. We analyzed the AC of five forest SESs in different French forest regions focusing on perturbations, local and external factors which drive forest SESs and the resulting actors' management choices. In particular, we asked the following specific questions: a) how do the different capitals determine the structure of the local AC? b) How do the levels of capitals in the different SESs may promote or limit the AC of each SES? And c) what evidences of transformative potential exist in the forest SESs as evaluated through the acceptance of AM application? To answer these questions, we adopted a social constructivism and post-structuralism approach (Moon and Blackman 2014), by analyzing not only the structure of the system but also why the system is like that, focusing into the history and culture of system actors.

Materials and Methods

This analysis attempts to characterize the vulnerability of different forest SESs in order to identify the strengths and the weaknesses of AC, and their barriers to adaptation. This study was conducted in four phases: 1) selection of site based on representativeness of climatic exposure and social-ecological structure; 2) analysis of the system's vulnerability and its AC through the prism of stakeholder's perception of their evaluation of capitals; 3) data synthesis and 4) analysis and context interpretation of results (Figure 2).

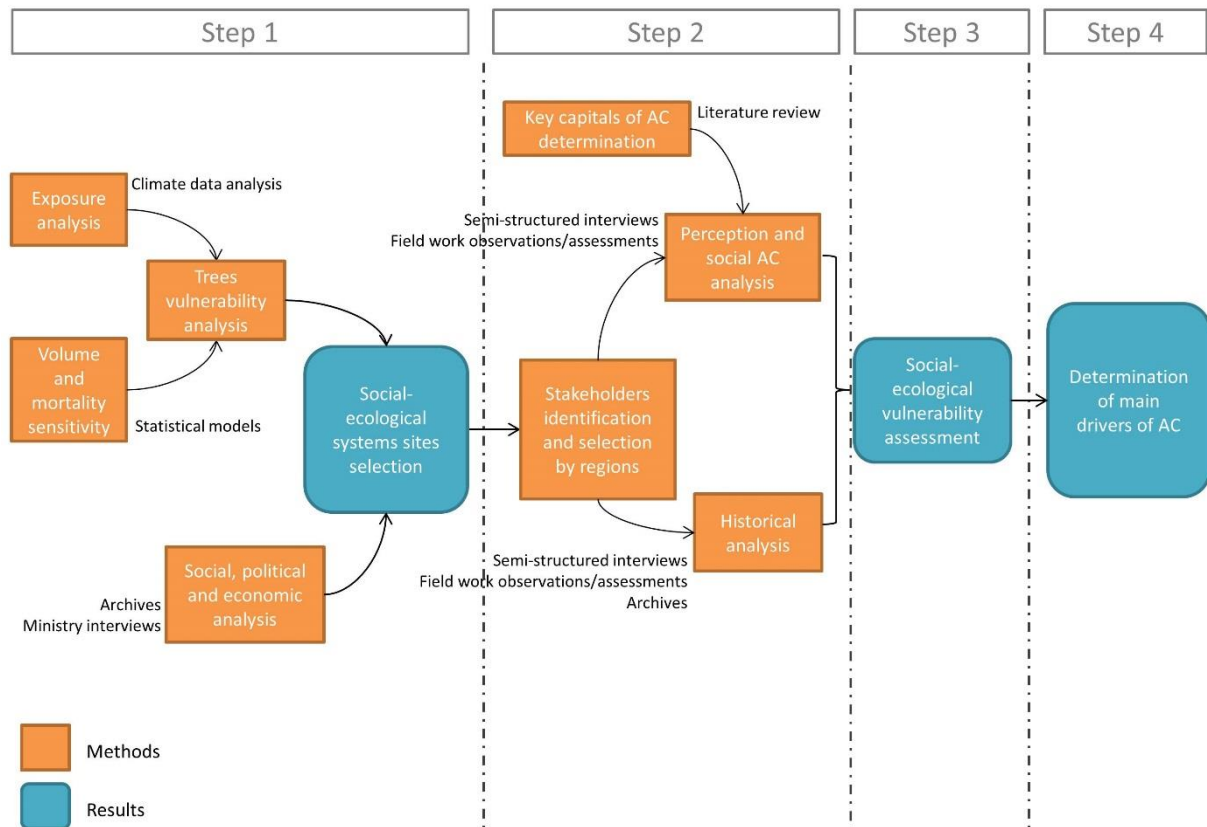


Figure 2: Methodological framework developed in this study for assessing the adaptive capacity of actors in social-ecological systems.

2.1. Cases study and key actors selection

Based on a heuristic model of the French forest SES structure (Figure 3) that we constructed with interviews at the Ministry of Agriculture (P. Bouillon and L. Poffet pers. comm.), we identified subsequently key organizations of French forest governance (Table 2).

In our analysis, we were interested in the private and public sectors. However French forests are mainly private, hence we detailed more their governance and we conducted most of the interviews with actors from the private sector. For both sectors we selected key actors in all of the identified organizations. In order to have a good local representation of the different issues from which we could deduce the perceived levels of the different capitals, we tried to conduct interviews (see interviews design in the section 2.4) with several people

hierarchically different in the same organization, keeping a maximum of three people per organization (i.e. a leader, an engineer and a technical manager).

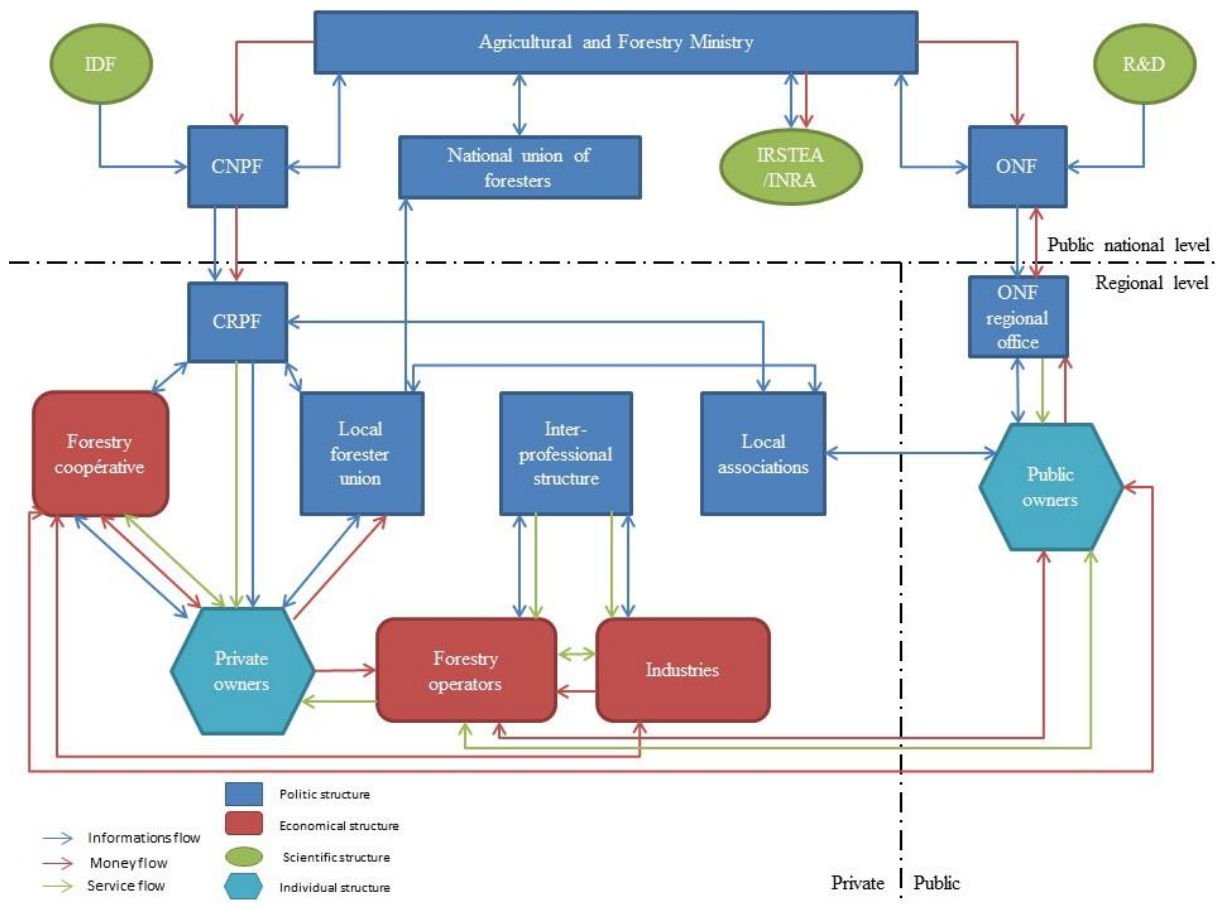


Figure 3: Simplified French forest governance at national and regional levels including the private and public sector.

We selected five forest SESs in France. The selection of forest SESs was guided by ecological, economic, political and social considerations (Table 3). The evaluation of economic, politic and social considerations was based on archives analysis and ministry interviews (Perraud 1994, Arnould et al. 2002, Neyroumande and Vallauri 2011, Observatoire régional de la forêt méditerranéenne 2011, Agence Alpes-Maritimes/Var Service Bois 2012, Papillon 2014, Pottier 2014) (Step 1 in figure 2). Then, for the estimation of the ecological considerations we used ecological models, explained in the next section, and bioclimatic characteristics in order to have a range of the main different types of French forests (Table 4).

Name of organization / actors	Function of organization / actors
National Forest Office (ONF)	Manage all of the national forests and can propose their services to public owners (e.g. city or military area).
Regional Center for Private Forest (CRPF)	Advise private owners about the management of forest and valid owner management plans with more than of 25 hectare.
Forest cooperative	Conducts forestry and manage the timber sale for forest adherents (who pay).
Inter-professional office	Create a forest professional network in order to dynamize the development of local forest sector and propose trainings and information for business companies.
Local private foresters union	Represent forest owners for the private claims to local institutions and the ministry.
Forestry operators	Small companies (often one or two persons) who conducted forestry for different actors.
Industries	Paper mill, sawmill, fuelwood...
Local association	Group of citizens who militate for a local issue (local know-how preservation, biodiversity preservation, upgrading of local resource...)
Private owners	Owners who have at least a continuous one hectare forest
Public owners	City, military structure, public companies ...

Table 2: Definition of the different local institutions and actors at the regional level in the forest sector in France

The geographical delimitation of forest SESs was very complex and we had to do compromises. First of all, a SES is defined by the links between the different templates, especially social and ecological templates, and it is constituted by multiple sub-templates and interconnections being capable of operating independently. Hence, it is difficult to delimit a SES, because whatever its size, the system is always composed by sub-systems and

influenced by higher and lower hierarchical systems (Magnan 2014). Here, we chose to delimit our forest SESs using the administrative delimitation of forest ecological regions using the classification of the French Geographic institute (<http://inventaire-forestier.ign.fr/>), bearing in mind that external drivers and feedbacks are present in all of the analyzed forest SESs.

Forest SESs \Consideration	Ecological	Economical	Political	Social
Parisian basin forest “Fontainebleau”	High current decline of some emblematic tree species; man created forest on poor soils	Low consideration	Ministry showcase forest and highly visited by urban residents. Exceptional forest statute	Important role of public perception for recreational and cultural activities (hiking, landscape impressionistic painting, etc.)
The Atlantic forest « Landes de Gascogne »	Monospecific, man-created forest with intensive exploitation	Largest French and European mono-specific forest providing large volumes of local and export timber	High investment on risk management of storms by the Agriculture ministry; Large organized governance that originated after storms damages in 1999 and 2009	High potential for social action because of natural catastrophes impacts; strong cultural attachment to tree production
The “Morvan” forest	Presence of highly productive forests with exotic species (Douglas fir). Presence of natural park inside private plots.	Strong local wood industry in development	Significant collaboration opportunity between forest owners	Historical forest culture deeply rooted with large private owners
The alpine forest “Alpes du Nord”	High mortality risks because of climate change	High local wood production with a historic local wood economy	Centralization of governance in a large administrative region causing an	Intense tourism activity during the winter

			isolation of some actors	
Limestone Provence “Var”	Highest diversity forest in France and largest forest in France; extinction risks because of climate change	Low dependency on forest timber extraction because of the low productivity of forests; high touristic value	High levels of landscape protection policies; presence of several natural protected reserves and parks	Very intense tourism activity with a high interest for landscape conservation; intense urbanization

Table 3: Description of different aspects considered for the selection of the five SESs

2.2. Climatic and ecological models

Exposure to climate change was estimated from a synthetic climate index that we had developed in an earlier work (Benito-Garzón et al. 2014). Briefly, we proceeded by making the average of 10 global circulation models from the fifth IPCC report that were downscaled previously at 1 km resolution, and that are available at http://www.worldclim.org/cmip5_30s. Once we had the average for 8 variables (mean annual temperature, summer temperature, winter temperature, historical maximum temperature, historical minimum temperature, mean precipitation, summer precipitation and winter precipitation), we simply subtracted the average conditions for a reference climate (mean observations between 1950 and 2000) and we proceeded to summarize the differences with a PCA analysis. Finally, the first three components based on these climatic differences were added to obtain a single synthetic value (see supplementary materials IV for more details) that was averaged for each forest silvicultural region in France.

Forest sensitivity to climate change was estimated by statistical methods relating current standing volume recorded by the French National Forest Inventory and climate that were already used in simulations covering Spain and France (Benito-Garzón and Fernández-Manjarrés 2015). First, non-parametric regressions between the standing volumes of 12 species were fitted to current climates. Next, the fitted formulae were used in projections for 2050 using the same layers for the climatic exposure above. Finally, the projected levels of standing volume for 2050 were subtracted from projections of current climates for each species and a general sensitivity map for

the average of 12 species was calculated. The detailed models, maps and results are treated in detail elsewhere (Benito-Garzon et al. submitted) and they follow exactly the methods published in (Benito-Garzón and Fernández-Manjarrés 2015) but for 12 species and only for France (see supplementary materials IV, V and VI for more details).

Forest SESs	Forest type	Main tree species	Mean annual temperature	Mean annual pluviometry
Fontainebleau	Temperate	<i>Quercus pubescens</i> ; <i>Fagus sylvatica</i> ; <i>Pinus sylvestris</i> ;	11°C	639 mm
“Landes de Gascogne”	Atlantic	<i>Pinus pinaster</i> ;	13.2°C on the coast and 12.6°C in the plains	1198 mm on the coast and 1070 mm in the plains
The “Morvan” forest	Temperate	<i>Quercus pubescens</i> ; <i>Fagus sylvatica</i> ; <i>Carpinus betulus</i> ; <i>Pinus sylvestris</i> ; <i>Pseudotsuga mensiezii</i>	10.6°C	778 mm
“Alpes du Nord”	Alpine	<i>Picea abies</i> ; <i>Larix decidua</i> ; <i>Pseudotsuga mensiezii</i>	10°C in low altitude and 9.7°C in high altitude	932 mm in low altitude and 918 mm in high altitude
Limestone Provence (“Var”)	Mediterranean	<i>Quercus suber</i> ; <i>Quercus pubescens</i> ; <i>Pinus halepensis</i> ; <i>Pinus sylvestris</i>	15°C on the coast ; 12°C in the plains and 10°C in low mountains	684 mm on the coast; 731 mm in the plains; 817 mm in low mountains

Table 4: Description of basic ecological characteristics of the five forests SESs. (Source: Climate Data, October 2015: <http://fr.climate-data.org/>)

2.3. Vulnerability assessment

The concept of vulnerability represents a good tool to understand the powerlessness of systems in order to guide strategic actions (Adger 2006). Here we attempt to determine the local vulnerability in order to highlight the local weaknesses and strengths of the systems for adaptation to climate change. Within a climate change context and its local effects, each forest SES can be characterized by a singular vulnerability with specific exposition, sensitivity and AC (IPCC (International Program for Climate Change) 2007). The exposition represents the strength of perturbation on the SES. In our study, the sensitivity represents the degree to which external drivers (climate, markets, etc) are influencing, positively or negatively, the systems. Here, we consider that sensitivity reposes mainly on the ecological template because the impacts of perturbation on forests determine the impact on the wood industry. Thus, we evaluated the sensitivity with ecological models by estimating future standing volume trends under future climate scenarios, as we explained in the previous section. Projected loss of biomass (standing volume) between current conditions and 2050 would be considered a signal of high sensitivity for the forest SES. Lastly we defined the AC as representing the capacity of a country or a region to gather all of their capacity, resources and institutions to implement efficient adaptive measures in the face of climate change as viewed by key actors. The evaluation of AC is based on capital assessment which is described in next section.

2.4. Adaptive capacity (AC) components and evaluation

The understanding of AC remains still mainly theoretical and empirical examples are limited in the literature (Montpetit 2014), whose consequence is that there is no consensual method to measure or analyze AC. Nevertheless, there is a large body of literature regarding the AC analysis and in the recent years some aspects determining AC have appeared as key to understand: uncertainty of available scientific knowledge (Wilby and Dessai 2010), the access to information (Folke et al. 2005, IPCC (International Program for Climate Change) 2007),

the fragility of ecosystems (Hulme 2005), the lack of economic resources (IPCC (International Program for Climate Change) 2007, Global Environment Facility 2010), the weakness of state institutions to implement public adaptation policy (Yohe et al. 2006, IPCC (International Program for Climate Change) 2007), or the social limits of actors (Adger et al. 2009).

Here, to evaluate the AC we used the concept of capitals (Bourdieu 1986, Walker et al. 2004). In adaptation studies, several scholars referred to the concept of capital as the “dynamic representation of relationship between human decision-making processes and stocks (including natural, human, resources and human-made)” (Ostrom 2009, Anderies et al. 2013). For our analysis, we used the term capital to define a stock of accumulated things (material or immaterial) at a specified time that can represent an "AC determinant" (Magnan 2014). Our capital analysis corresponds to the first stage in the step 2 in Figure 2. With the definition of capitals described in the literature (Folke et al. 2005, Walker et al. 2006, Gupta et al. 2010, Magnan 2014), we choose to detail capitals in four categories: social, resource, governance and natural capitals.

We developed an analytical table to evaluate the different levels of AC-related capitals, based on a series of postulates that express either the vision in the literature or our own perception of what characteristics in a forest SES would provide AC. Thus, from the literature analysis above, we defined four capitals and identified the most important surrogates (Carpenter et al. 2005) which in our opinion, can influence AC for the French forest SESs. We designated three general criteria per capital. Within each criterion, we developed a more specific indicators list based on a literature review. Altogether, a conceptual framework with 18 indicators per capital was used, consisting of a total of 72 indicators for each site (see supplementary materials VIII for more details), each one corresponding to a given postulate of AC. For example, we have in the “Social Capital”, a criterion named as “Perception of risk

and learning capacity”, and this criterion is defined by 8 indicators like: “Awareness of climate change” (Williamson et al. 2012, Montpetit 2014), “Existence of single-loop learning” (Folke et al. 2005), “Acceptance of change and projection in future” (Magnan 2014), etc. An indicator is defined by a postulate which describes the potential effect of the indicator on the AC. For instance, for the indicator “Acceptance of change and projection in future” we postulate that the acceptance of change represents the first step in the adaptation process and the projection in future promotes the anticipation capacity of individuals.

In order to quantify the local importance of capital, we attributed a score to each indicator. This scoring scheme was adapted from the methods of the ‘adaptive wheel’ (Gupta et al. 2010). If the postulate was represented in the analyzed forest SESs (i.e; appeared frequently expressed by local actors during interviews), we considered that the indicator had a positive effect on AC, so we attributed a score of +1 for a positive effect and +2 for a strongly positive effect. When the postulate is not present in the concerned forest SES, we attributed a score of -1 for a negative effect and -2 for a strongly negative effect. In the case where the postulate has no effect in the forest SES we attributed a score of 0. We based our evaluation of the 72 indicators, through the interpretation of interviews (see interview methods in the next section), archive reviews and field work observations. For the most part of indicators, scores were attributed from the actor's interview answers, but for some indicators, scores were based on field observations (i.e. emotional attachment to forest). The scores were used in a Principal Component Analysis (see details in the section 2.4.) to characterize the structure of the different forest SESs with respect to the different type of capitals. Lastly, we calculated a final additive score by summing all of the indicator’s score per capital to draw the different levels of AC of each forest SES.

The evaluation of the natural capital represents a special case. Natural capital is a difficult component to estimate because its definition depends on the analysis goal. Here, we

were interested in the survival, reorganization and transformation capacities. Hence, we defined our natural capital only with respect to supporting services (Millennium Ecosystem Assessment 2005), i.e. the good functioning of the system. The natural capital represents a description of the actual state of the ecological system and its capacity to cope with perturbations. For its evaluation, the scores for indicators have been attributed directly by the authors and not by interpreting the interview answers. Thus, the estimation of the natural capital includes aspects of exposure (climatic models), sensitivity (ecological models) (see section 2.2 and supplementary materials IV and V), national forest inventory data and health forest reports for each region. Consequently, we have a unique score for natural capital per forest SES, and not a score by individuals like the other capitals.

2.5. Interview design, samples and interpretation

Traditionally, natural scientists have a positivist approach to study environmental issues. This approach implies the validation and production of knowledge and logical *truths* with objective or empirical observations or data (Moon and Blackman 2014). However, in studying complex SESs positivism cannot highlight all of the underlying mechanisms in the human-nature relation, especially the impacts of human choices and reasoning (Evely et al. 2008). Here, we used a social constructivism and a post-structuralism approach as qualitative methods with interviews and local context immersion. The constructivism approach integrates the individual motivation of system actors, and the poststructuralism approach accounts for the conditions giving emergence to the system (Moon and Blackman 2014). These approaches were the conceptual basis for the capital analysis with a qualitative scoring as explained above (Step 2 in figure 2).

We used semi-structured interviews with questions focused on four capitals to assess AC of local SESs. We had three types of questionnaires: for private owners, institutions and industries (see supplementary materials I, II and III for more details). Interviews, conducted

by the authors between August 2014 and February 2015, lasted from 60 to 90 min depending on the actors. The targeted actors were policy actors (government, official and unofficial institutions), managers, private owners, industrials and local associations (for sampling sizes see Table 5 in Results & Discussion section). The analysis of interviews was based on answers by actors transcribed and interpreted by the authors, in accordance with the traditional interpretive social science research methods (Gomm et al. 2000). This method respects the point of view of interviewees and consists of just doing an analytical explanation of the answers in the local context. For our analysis, we are aware that the evaluator can induce bias when interpreting information collected in the field and their knowledge related to the postulate to attribute a score.

2.6. Score data analysis

We used sample size standardization techniques to adjust the scores to the minimum sample size of interviews, as they varied from 4 to 20. In a nutshell, we bootstrapped 100 times each forest SES score results table (see supplementary materials VII) for a sample size of $n = 4$ (the sample size for Fontainebleau) and estimated the average score and the average additive score for each SES. This procedure allowed us to produce comparable size web-diagrams (our analogy of Gupta's 'adaptive wheel'). The Matlab code for doing this sample standardization can be requested to JFM.

2.7. Assisted migration interviews analysis

To evaluate the transformative potential of actors in the different forest SESs we create a special section in the interviews about AM. In order not to influence the actor's answers about new practices with climate change, we proceeded to the AM interviews at the end of the talk. This section includes three questions. First, we determined if actors knew the concept of AM. If this was not the case, we asked them to give a personal definition and after we proposed our own definition. Here, we defined AM as an ecosystem-centered AM

(Sansilvestri et al. 2015a). This type of AM focuses on ecosystem and not species, in order to enhance the ecosystem adaptability with bringing new and supposedly more robust species. After the AM concept was presented, we proposed a hypothetical application of AM program in their forests. We proposed different scales of application from the softest to the hardest. The choice of the application scale allows determining indirectly the level of transformation acceptance of actors, in other words their transformative potential. We evaluated this potential with two proposed scales: a biological scale, focused on the species provenance and a local spatial scale, focused on the scope of the application. The biological scale is distributed on four indexes which represent the different answers: A) plantation of local tree species, which supposed no transformation; B) importation and plantation of extra-local tree species, i.e., tree species from the provenance region just adjacent to the target one (this is considered a soft approach); C) importation and plantation of historically present tree species, i.e., tree species present in a geological past but they are not present today; and D) importation and plantation of exotic species; i.e., exotic species defined as not present currently or in a recent or a distant past. This option corresponds to the hardest and more risky application of AM. For the spatial scale we determined six levels: A) the introduction of the new tree population will be conducted in an unique and *isolated plot in* the forest, which supposed a very carefully application; B) the introduction of the new tree population will be conducted in a *plot within* the forest; C) the introduction of the new tree population will be conducted in *several plots separated and isolated* of the rest of the forest; D) the introduction of the new tree population will be conducted in *several plots integrated within* the forest; E) the introduction of the new tree population will be conducted *directly within the forest*; and F) all of the tree species in the forest will be replaced, which corresponds to a total transformation of the forest landscape.

Results and Discussion

1. The access of forest SESs as a representation of the openness of actors

All forest SESs have not the same openness and ease of access, as observed with the sampling resumed in the Table 5. Especially for the Alpine region (line 4 in Table 5), it was very difficult to obtain appointments, with fifteen refusals for only seven interviewees. On the other hand, the Mediterranean region (line 3 in Table 5) shows a large openness and is very eager for the results of this study with twenty interviewees and only one refusal. The Atlantic region and the temperate region of Morvan (line 2 and 5 in Table 5) are comparable with a mean of fourteen interviewees for 3 refusals. These two cases demonstrate an interest and a good participation for our approach. Lastly, the case of Fontainebleau (line 1 in Table 5) represents a specific case because this forest is 99% publicly-owned and its management depends on one institution, the local department of the National Forest Office. Considering the limited types of actors, the sampling quickly turned around; hence, we did not interview many actors but key actors in the decision-making process of the implementation of management practices in this forest. All interviewees were welcoming with us and enjoyed to participate in this study without any refusal.

Forest SES	Private owners	Institutions	Industries	Associations	Actors refusing to participate
Temperate region 1: « Fontainebleau »	1	4	0	1	0
Atlantic region : « Les Landes de Gascogne »	6	6	2	1	2

Temperate region 2: « <i>Massif du Morvan</i> »	6	5	2	0	4
Alpine region : « <i>Alpes du nord</i> »	2	3	2	0	15
Mediterranean region : « <i>Var</i> »	10	6	3	1	1

Table 5: Description of actors and number of interview samples for the five forest SESs

The openness of forest SESs represents the open mind of actors in the field about the concern of the adaptation question. The closeness of the Alpine region highlights a big distrust of local actors, especially by industrialists. Most of the interviewee's industrialists felt threatened, they thought that our study was about industrial spying. At the exception of the Alpine case, the method was well accepted by interviewees and its application was intense but easy on the field.

2. The conceptual model of SES to understand the local structure

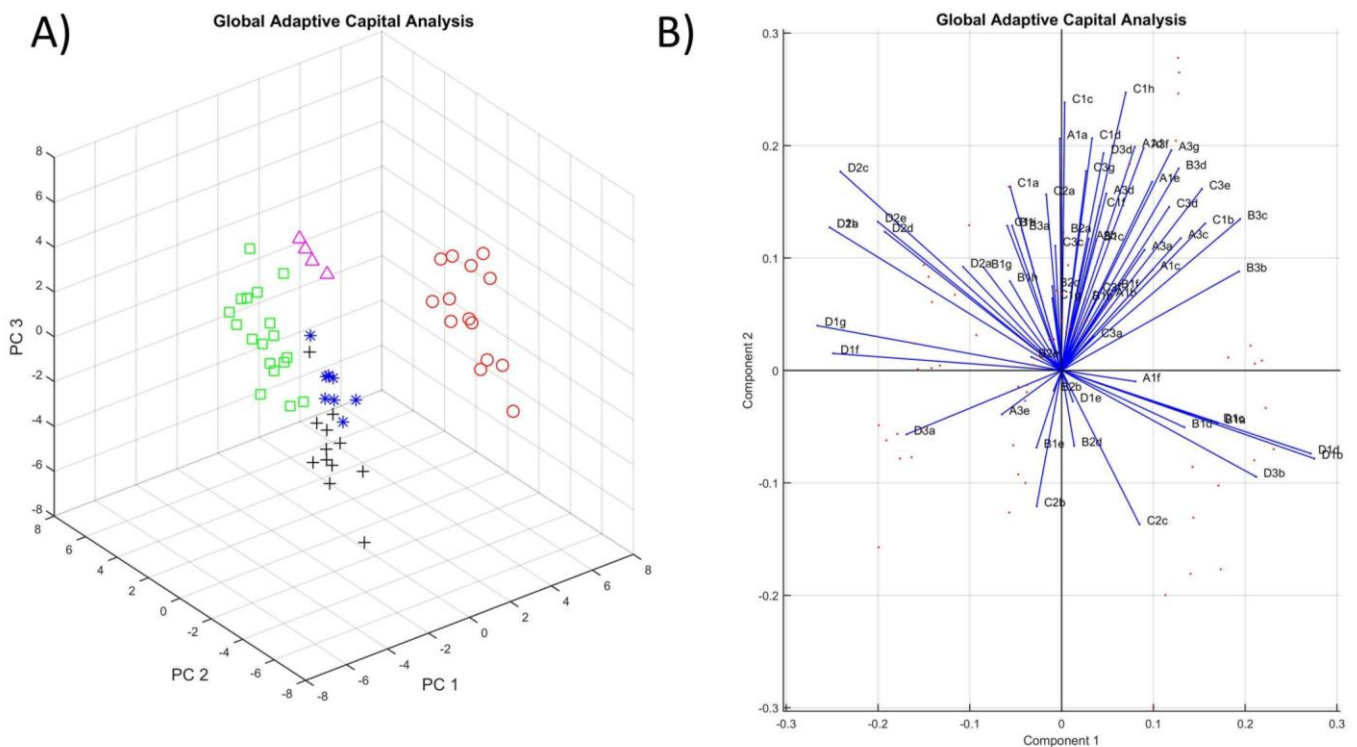


Figure 4: Plot of the first three principal components estimated with all 72 indicators for all forest SESs for the global analysis. A) Representation of the local structure by regions (Pink: Fontainebleau, red: Landes, blue: Alps, black: Morvan and green: Var); B) Representation of the influence of the 72 indicators on the local dynamics (indices A correspond to social indicators; indices B correspond to resources indicators; indices C correspond to governance indicators and indices D correspond to natural indicators).

The natural capital builds the foundations of the SES but the social dynamic creates the actual structure of the SES. Figure 4(A) shows a clear differentiation between forest SESs highlighting that each forest SES has its own dynamics and strategies. The figure 4(B) shows that this differentiation is mainly due to the natural components (indicators with index D on the figure 4(B)) of the SES. However, we can observe a clustering between the Morvan (black on the figure 4(A)) and the Alps region (blue on the figure 4(A)) which corresponds to two different types of forest. This cluster could be explained by the social component dynamics and their similar capitals level evaluation (see section 3.4. below). Also, we observe a strong separation of Fontainebleau (pink on the figure 4(A)) and Morvan despite that they have similar bioclimatic characteristics.

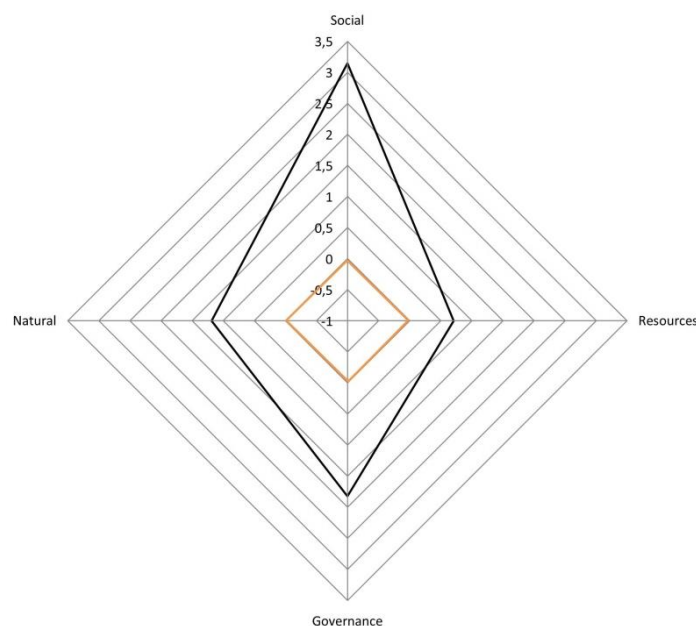
3. Local AC of forest SESs is an accumulation of multiples capitals

Each forest SES shows a unique capitals level spidergraph (Figure 5), with different levels of capitals defined by past society choices, local cultural legacy, ecological events and industrial evolution. Fontainebleau has the highest level for the social (3.14) and governance (2.02) capitals but a lower natural (1.18) and resources capitals (0.71). The Landes region show the highest resources capital (0.84) compared to the other capitals and especially a weak natural capital (-0.92). For the Var case, the natural capital is clearly the highest level (2.22) with very low level of social, resources and governance capitals. The Alpine case shows mean level of natural (0.77) and resources (0.50) capitals, with a low social (0.09) and governance capitals (-0.1). Lastly, the Morvan region is closest to the Alpine than to any other case with a mean social (0.28), natural (1.06) and resources (0.32) capitals, and a lower governance capital (0.03). Prima facie, the Morvan and Alps regions show similar trends in their capital distribution, although Fontainebleau, the Var and the Landes regions present very specific distributions.

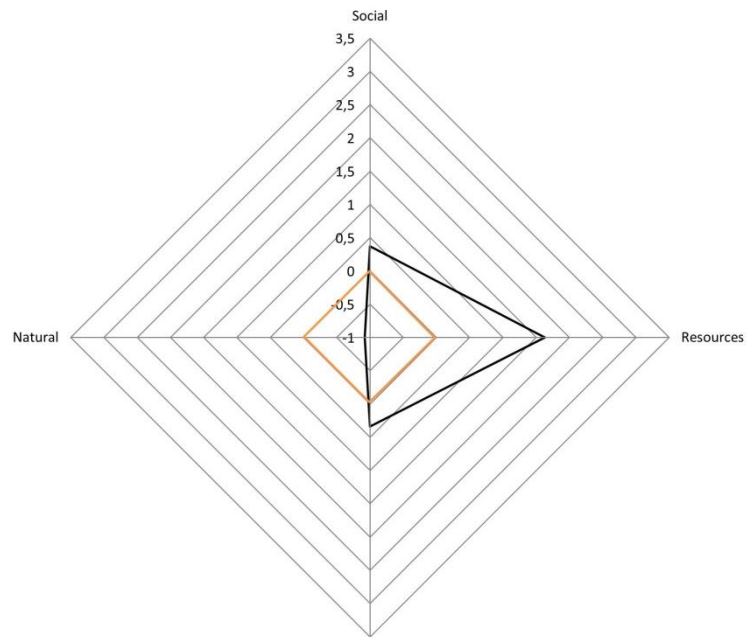
Forest SES

Capitals levels spider graphs

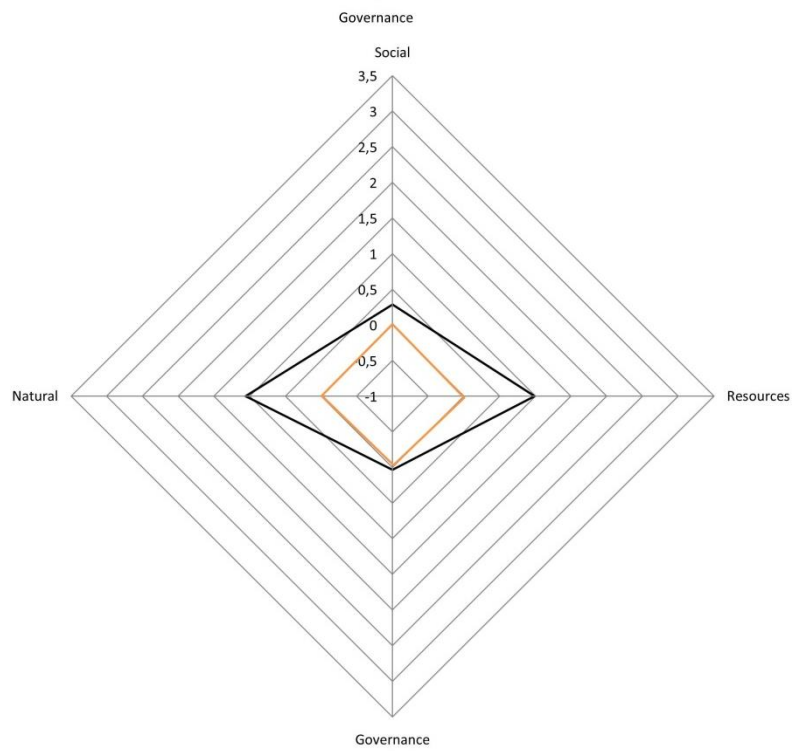
Case n°1: Temperate
region 1: “Fontainebleau”



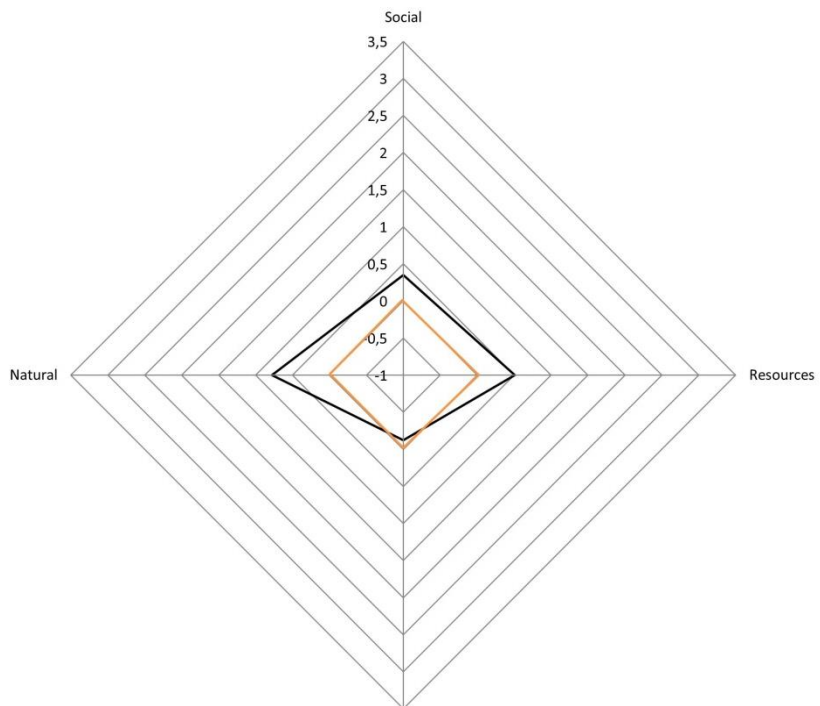
Case n°2 : Atlantic region:
« *Les Landes de Gascogne* »



Case n°3 : Temperate
region 2: « *Massif du Morvan* »



Case n°4 : Alpine region:
« *Alpes du nord* »



Case n°5: Mediterranean
region: « *Var* »

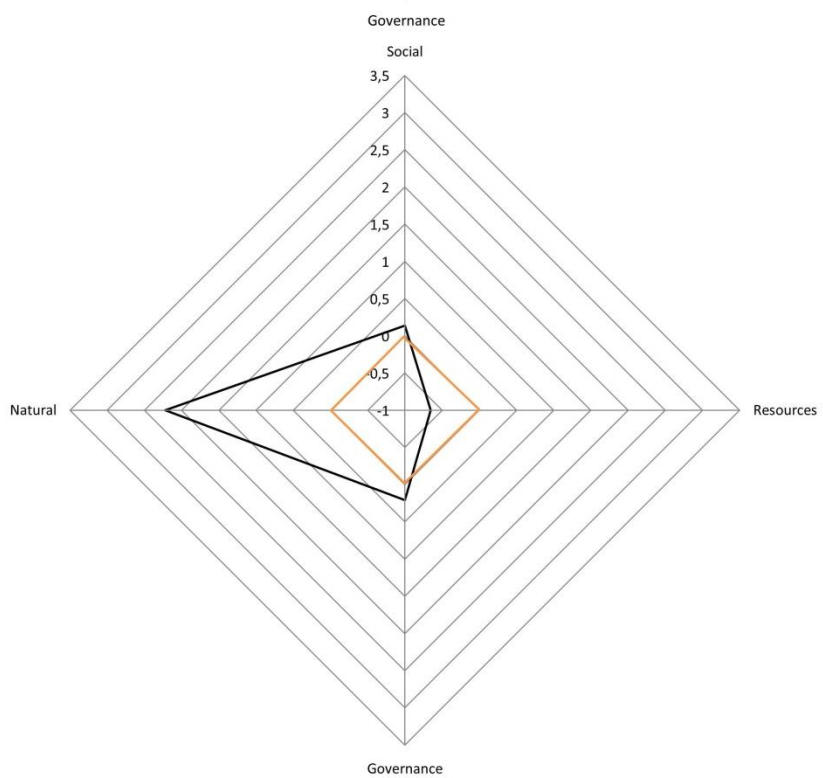


Figure 5: General representation of the additive capital scores by forest SESs. The orange line represents the position of zero capital values.

3.1. A strong natural capital does not assure a local AC

Our previous observations from Figure 4 showed that natural capital could represent the basis of the SES structure, unless social or another capital changes this. Hence, in our opinion, we supposed that a high natural capital would always be an indicator of good AC of the SES. However, the Var region has the highest natural capital and its AC remains low because of low resources capital (case n°5 in figure 5). Despite harboring a high biodiversity and being the largest forest area in France with adapted tree species for drought and fires, Mediterranean forests have a very low productivity and the wood industry is absolutely not developed. The Var is characterized by a great resilience for specific catastrophic events with “phoenix” species like Holm oak (*Quercus ilex*) or Strawberry tree (*Arbutus unedo*). Historically, the Var has not been a forest harvesting region. In the past, forests have been cut for gardening, terrace cultivation or silvopastoralism (CRPF, pers. comm.). Wood is only used for heating, and recently for paper production. Moreover, an economic crisis during the 70’s has strongly impacted the weak local wood industry, leaving some small industrial structures (saw mills...) that function mainly with wood imports (Forest industrial 10, pers. comm.).

For the time being, the observations in the Var show sparse damages which cannot be clearly imputed directly to changing climates. Defoliation in the plains for Aleppo pine (*Pinus halepensis*) or pubescent oak (*Quercus pubescens*) due to droughts, and a high rate mortality rate for Cork oak (*Quercus suber*) are currently observed. The Aleppo pine is subject to many diseases which aggravate its case, although it seems that the defoliation of pubescent oak is due to the senescence of the species (Département Santé des Forêts 2012). Local damages on forests question more and more past management choices. Indeed, the mortality of cork oaks could be explained by bad past plantation choices (CRPF, pers. comm.). Cork oaks are present in harsh and dry areas because in the past the best sites were reserved for agriculture. In the middle altitude there is a strong mortality rate for scots pine (*Pinus sylvestris*), clearly

because of bad past choices that are enhanced by changing environmental conditions (ONF, pers. comm.). In the same way, during the 20th century scots pines have been planted for the reforestation of mountain slopes with poor soils at the margin of their natural range, which could explain the current mortality rate. Thus, beyond climate change impacts, the current situation of forests in the Var is an exacerbation of past mistakes: *“In our region, climate change highlights our past mistakes and puts us against the wall to develop a real forest strategy, and not just rely on the biological richness” (Forest manager 11).*

The exceptional spot of biodiversity of the Var region and the extent of forest areas have made this region overprotected limiting the development of forest practices and of sources of income, creating a strong tension between foresters and the rest of actors: *“In the Var, the forest is considered as a forest to protect and especially not to touch it” (Forest manager 12).* The conservation policies combined with the poor wood productivity of forests have downgraded the local forest industry impeding the creation of a forestry culture. Most of the forest surface is classified as natural protected zones or other protected areas status, even for private forests. For instance 27% of the forest surface is classified as Natura 2000 (Observatoire régional de la forêt méditerranéenne 2011) and the region counts two National Natural Parks from a total of seven in France. Foresters feel constrained in their practical choices by the laws and deprived of their properties *“There are more laws than forests. We have not free hands to act” (Forest institution 12).* Hence, most of foresters do the strict legal minimum in terms of management in their forests and do not consider implementing strategies to fight climate change or to boost wood production: *“Foresters do not want to invest money in their forests if they know they will derive no benefit” (Forest manager 11).* Beyond local biodiversity protection, laws protect forest for touristic reasons. Institutions want to keep forest landscapes untouched in order to offer a natural and virgin environment which is well appreciated by tourists. Yet, local foresters feel betrayed and rejected because of the priority

given to tourists' demands because they offer many free services: *“In the Mediterranean, wood has no value but forest has a high value. Foresters want to be subsidized to maintain forest and associated ecologic services”* (Forest institution 12). The local biodiversity becomes a trap for foresters who are expected to protect it but without any help or additional source of revenue.

The forest fragmentation of the Var creates a densification of local actors, especially with private owners, and complicates the communication, information and decision-making processes. In the Var, 71% of the forest surface is privately owned and 60% of owners have less than 1 ha of surface (Observatoire régional de la forêt méditerranéenne 2011). Consequently they are not constrained to implement a management plan, which is mandatory for forests over 25 ha. The remaining of the Var forest is publicly owned and managed by the National Forest Office and local communities. Hence, forest actors are feeling very isolated and complaining about the lack of interest by institutions in their situations (see low social capital on figure 5). This isolation of foresters and the pressure of institutions on protected areas create tensions and disagreements inside the community. Recently, in order to revive the forest industry in the Var, the national forest ministry developed a new forest strategy based on fuelwood industry (for more details see Box 1). This strategy is applicable for several forest regions in France, but it represents crucial issues in the Var region.

Box 1: The fuelwood strategy

The energy wood is a new branch of forestry which has been developed by ecologically-inspired policies. Politicians speak about "energy wood" because of the wood used as firewood in large regionals stokeholes. The strategy consists to use the unusable biomass derived from management actions (clearing cut or selection). This strategy has short term advantages like the increase of forester's benefits and potential increasing values of forests with a maximization of the biomass used. Yet, it is criticized because of the ecological consequences. This strategy could add a pressure on the system and in the long term diminish the productivity of forests by an impoverishment of soils because of the shortening of turnovers.

The implementation of top-down strategies represents a danger for local adaptation because of the gaps between the views of national institutions and the local actor issues (Dupuis and Knoepfel 2013). The main argument of the ministry to implement this strategy in the Var is the large surface of forest. However, most of local actors agree that it is a not viable strategy. Today, the ministry funds two big projects of biomass stokehole construction in the Var (INOVA & E.ON). These two projects need 1.040.000 m³ (Agence Alpes-Maritimes/Var Service Bois 2012) of wood per year to function, but currently the Var forests produces only 600.000 m³ per year, all wood types confounded (Institut National de l'Information Géographique et Forestière 2013). Even if forests are large, many of them are inaccessible because of difficult topography and consequently are not exploitable. This situation risks creating an overharvesting of more accessible forests to respond to industry demands without a sufficient wood quantity production to assure the functioning of the stokehole. Moreover, forests in the Var are threatened by the lack of forestry culture of the region which may induce harvesting wood without real management plans. Especially, there is one main structure in charge of harvesting forests for fuelwood, the local forest cooperative (Coopérative Provence Forêt), which may result in a homogenization of management and harvest actions. Local forest entrepreneurs are thus threatened by this monopolization of the market. On the short term foresters could obtain benefits from their forests. However, we could suppose that the possibility to produce fuelwood with small benefits does not guarantee a development of new management plans and boosting of the local economy and risks to destroy the local natural capital which is their biggest asset.

Even if the natural capital is high in the Var, it is bounded by a complex canvas of stakeholders, laws and external drivers as national top-down objectives. In our opinion, the gap between the natural and the resources capitals could be the AC weakness of the Var

system. In the next section we examine a very different case, the Landes forest (case n°2 in figure 5) which has maintained a low natural capital but a strong wood industry.

3.2. A total dependency between optimized natural systems and economic systems could promote collapse

A maximization of the natural capital around a forest-driven system and the construction of a strong wood industry and culture characterize the forest of the Landes. Moreover, past catastrophic events have allowed creating a federation between foresters enhancing the social capital. However, our observations suggest that the system may have reached its limits and foresters do not want to reevaluate their practices, potentially blocking the development of local AC.

Because of their history, the Landes actors feel very confident in their management practices to cope with threats. The Landes forest is the biggest monospecific forest of Europe where 91.7% of the land is privately owned (IFN) and with an intensive wood industry. Here, the maritime pine (*Pinus pinaster*) is the king tree, covering 92% of the forest surface (www.crpfaquitaine.fr). Historically, the Landes was a big swampy area with few wooded stands and the main activity was agropastoralism. In order to dry the swamp for health reasons, Napoleon III ordered in 1857 an intensive plantation of local tree species with some Hispanic populations (Roussel 2007). This decision revolutionized the local economy and since the 19th century, local actors developed an economy centered on the maritime pine. During the 20th century, this forest suffered from many catastrophic events. A strong fire in 1949 which burnt 40% of the forest (Arnould et al. 2002), two frost events in 1956 and 1985 (Boisseaux 1986) and lastly two large magnitude storms in 1999 and 2009 which destroyed 52% of the forest (CRPF Aquitaine, pers. comm.). After each disaster, local actors learned lessons and developed measures to assure a level of safety for people and a kind of resilience to be able to recover their forests rapidly after a similar catastrophic event. For instance, a fire

department was created at the initiative of foresters, independently from the ministry, having today the best records of fire management in France (DFCI Aquitaine, pers. comm.). After the two last storms, many actors were desperate, especially after the second storm in 2009, but these events created a real fellowship between foresters. Although, there were more than 13 years to restore the forest after the first storm, there were just four years for the second storm which was more destructive (CRPF & MAAF, pers. comm.). Today, almost all of forests have been restored.

The economic development and actors' confidence, mask, in our opinion, the weaknesses of the region and limit the opportunities for an adaptation to climate variability and volatile wood markets. Because the maritime pine industry promoted a sound local social and economic dynamics (Arnould et al. 2002), maritime pine became the real must-have for all actors. Hence, most of the local industries are specialized in the treatment of maritime pine and consequently the competition is hard. Most forest enterprises have been sundered by bigger or foreign enterprises and their production adds a pressure on the resource: *"Twenty years ago, each town had its small sawmill; now, the big industry took all of the market"* (*Forest industrial 2*). If the resource is actually abundant because of the wood fell by storms, this resource will be soon depleted, and industries will have to wait the regeneration of it for at least 30 years. With our analysis, we can deduce that the focus on maritime pine wood has blocked the emergence of other ways of production. So today, we can observe a decrease in the local economic market and the system seems to reach its limits. Without a diversification, the economic sector of the Landes appears to be trapped in the robustness deadlock.

On the other hand, the natural capital is very constrained and impoverished for an AC enhancement. This situation can be explained by economic engagements and cultural traditions. In terms of wood productivity, the Landes provide great results, but for a reorganization or survival capacity face to perturbations, the mono-specificity of trees and the

homogenization of forest practices limits the AC of the natural component of the SES. For us, the two last storms could represent an opportunity to start an adaptation process and to rethink local management, but local actors are attached to their forest culture and practices: *“My grand-father planted pine, my father planted pines so I plant pines” (Private forest owner 1)*. On the field, we can observe a natural regeneration of deciduous species as holm oaks (Delzon et al. 2013) and acacias (Private forest owner 2, Forest industrial 1 and Roxane Sansilvestri pers. obs.). These species are not specific to this region, so we could suppose that it is a natural migration because of changing conditions, and they can represent an opportunity for considering changes in practices. However, local foresters seem not prepared to change. For them, maritime pine is the best adapted species and forestry practices are part from their legacy *“Maritime pine is the best adapted species for our region and we know very-well how to manage it” (Forest institution 1)*.

The natural and resources capital have evolved simultaneously in the Landes forest, and the benefits begotten create a big involvement of forest governance institutions in local forest issues. However, this co-evolution between natural and economic systems created an overconfidence of actors in their capacity to manage forests. Today, the natural capital is very low (judged not as productivity but as diversity) and vulnerable to extreme climatic events and market hazards, but economic engagements constraint forestry choices. Hence in our opinion, the local AC is limited by the pressure of the resources capital (markets), as the specialization of the wood industry and the strong economic demand. In an adaptation point of view, the focus on a productivity strategy even as good as it is, creates constraints for the local AC because it limits the possible trajectories of the system.

We saw with the two previous cases that when foresters are limited by economic or institutional constraints, their AC can be potentially compromised. In the next section, we

analyze another case (Case n°1 in Figure 5) with a medium level of natural and resources capital but a very good social capital because of a strong trade union and awareness of actors.

3.3. Social capital could be a barrier for the implementation of new strategies

The Fontainebleau forest represents an interesting case because of its strong historical influence. Fontainebleau is publicly owned at more than 80% and its management depends on one institution, the National Forest Office (ONF). Historically, this forest area was covered by heather moors on sandy soils with few wooded areas (Perraud 1994). From 1167, this forest became a royal forest with economic and military objectives. Fontainebleau was restructured during the 17th century under the reign of Louis XIV. At this time only 13% of the surface was wooded, but an intensive plantation of deciduous trees for boats construction is carried out, changing radically the forest landscape (Perraud 1994). Many failures in deciduous plantations and management occurred. Hence softwoods as scots pine (*Pinus sylvestris*) were introduced during the 18th century (Perraud 1994). Today, almost all of the heather moors have disappeared with the intensive reforestation, creating a specific landscape with oaks (*Quercus pubescens*), beeches (*Fagus sylvatica*) and pines (*Pinus sylvestris*) as the main species (Inventaire Forestier National, Seine et Marne, 2004). Recently, this forest has been classified “Exceptional forest” and several biological reserves have been created with the will of management institutions to implement a multifunctioning management. This big historic legacy and the proximity with urban areas makes this forest the most visited in France with 17 million visitors per year, more than the Louvre museum. Hence, the economic and military goals of the 20th century gave way to recreational and social activities. In sum, Fontainebleau is not a natural forest but a constructed and maintained system by humans, however today it represents a forest symbol in France.

For the moment local tree species show more senescence signs than a brusque mortality (Public forest manager 1, pers. comm.). The Fontainebleau forest presents several

tree declines, for pubescent oaks (*Quercus pubescens*), sessile oaks (*Quercus petraea*) and beeches (*Fagus sylvatica*) more or less attributable to climate change. Throughout the history of this forest we can observe several declines of local tree populations (Perraud 1994). Hence, it is difficult to affirm that the actual declines are directly linked to the changing climate. Indeed, the main characteristic which plays a role in declines is the soil composition. Many areas are composed by sandy soils which are too much dry for most of the present species and climate change represents additional components which exacerbate the weakness of these areas. Moreover, the status of royal exceptional forest does not facilitate the replacement of weak species.

The proximity with the city of Paris and the forest cultural legacy has provided a very developed governance and social capital. However, social expectations and ministry requirements constraint local management choices and the implementation of adaptation strategies to climate change. The new recreational activities of Fontainebleau attracted many actors, not only foresters, for ecological, social and recreational issues, establishing a strong and linked local network of actors with ngo's, a forest council and a Human and the Biosphere Reserve. This large actor's involvement creates a special attention by the forest ministry concerning management practices there. Hence, Fontainebleau benefits from a favored dialog with the ministry to think about the management plans *“After official meetings with the ministry, the walk is always done at Fontainebleau. The Ministry is very concerned by this forest” (Public forest manager 2)*. Because of the ministry requirements for the development of shared, multi-actor public management and recreational activities, the timber production slowed. Thus, local government managers benefit also from economic subsidies without which the actual management could not be carried out. Moreover, the institutional organization is very clear with precise people in charge and with a simple hierarchy. Now, the ministry uses Fontainebleau as a model forest for forestry practices to showcase for the

public. On the other hand, the symbolism of this forest has gathered many actors around management issues, tree species and biodiversity preservation. Hence, many associations for flora and fauna have been created during the 20th century, and most of them are integrated in a collective process with the National Forest Office. All of these actors' involvement in decision-processes creates a solid but complex stakeholders framework.

Today, Fontainebleau has large and solid governance and social capitals (see Figure 5) which promotes its AC to implement new strategies with involved actors and ministry support. But, we could attest that the main strengths of Fontainebleau represent also its weaknesses. First, the attentive eye of the ministry on the forest, constraints the implementation of new or “non-traditional” practices. For example, the introduction of new species is not well accepted and many requests consist in maintaining current populations even if they are threatened to keep the actual landscape with its historical façade. The timber production is also limited because of complains by townspeople concerning tree harvesting. Beyond political considerations, changes in forest landscapes depend primarily on a social acceptance of local actors. The canvas of actors around Fontainebleau is very complex and blocks the decision-making: *“Here, the big problem is that everyone who passes through Fontainebleau feels owner of this forest” (Public forest manager 3)*. Forest managers are confronted to urban people’s attempts who find in this forest a refuge from cities. Managers cannot develop a forest management plan only on ecological and production recommendations but they have to introduce social demands. Moreover, this situation is supported by recent French forest policies with the multifunctional management of forests implemented in 1985 (Neyroumande and Vallauri 2011). In public forests, managers have to manage them with ecological, economic and social goals. Hence, the complexity of the actor’s network and demands can block the implementation of real actions on the field because of opinion divergences.

Each region tends to be a specialist in one capital in order to develop its own strengths. However, with our analysis we highlighted that a specialist attitude does not promote a local AC. The three precedent analyzed cases show a disequilibrium in their capitals levels spider graphs (Case n° 1, 2 and 5 in Figure 5) with one or two specific capitals higher than the others. In our opinion, the highest capital can potentially represent the main weakness of the forest SESs. Because of the focus on one dimension of AC the other dimensions are constrained, potentially creating tensions and pressures on actors and ecosystems. In the next section, we analyze the two last cases which present similar among-capital levels spider graphs (cases n°3 and 4 in Figure 5) and discuss how equilibrated cases may provide opportunities to enhance the local AC.

3.4. The equilibrated cases: possibilities to anticipate

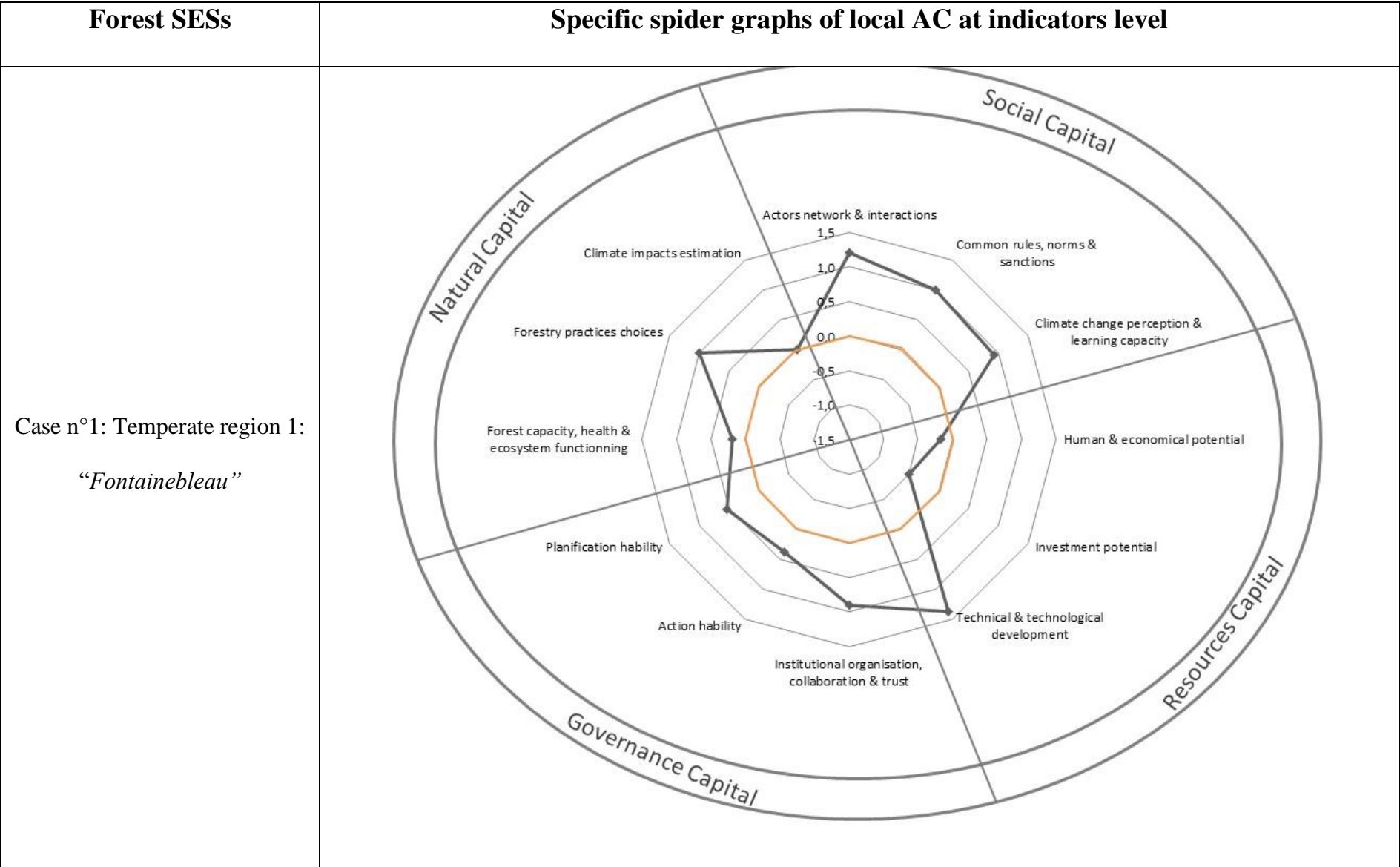
The Morvan and the Alpine forests cases show well distributed levels for the four capitals (case n°3 and 4 in Figure 5). However, these two cases have emerging weaknesses which are more subtle. The figure 6 shows the analysis of capitals for local AC at the indicators level. We can observe that the Morvan and the Alps forests, even if their global levels are equilibrated, have strengths and weaknesses mixed together in each capital.

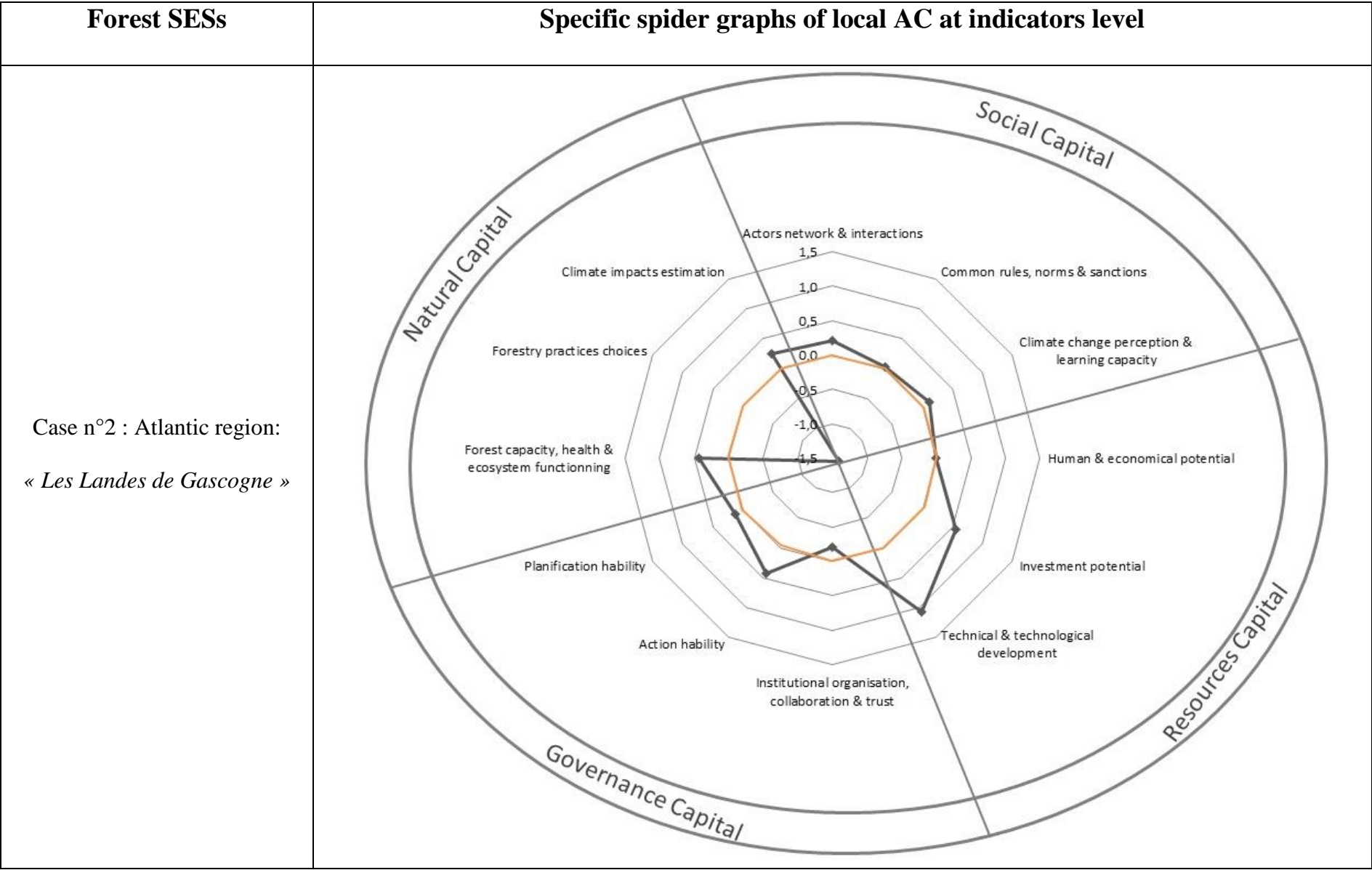
For the Morvan case, strengths are essentially in the good local forest health and in the well-developed technical and economic resources. Weaknesses are the reactivity in the governance capital and in the climate change perception of the social capital (case n°3 in Figure 6). For the Alpine SES, we observe strengths for sound forest practices, solid actor's network, high human and economic potential, and important technical and technological development. On the other hand, there are weaknesses in the institutional organization, collaboration and trust, the reactivity of the investment potential, the common rules and norms and climate impact estimations (case n°4 in Figure 6).

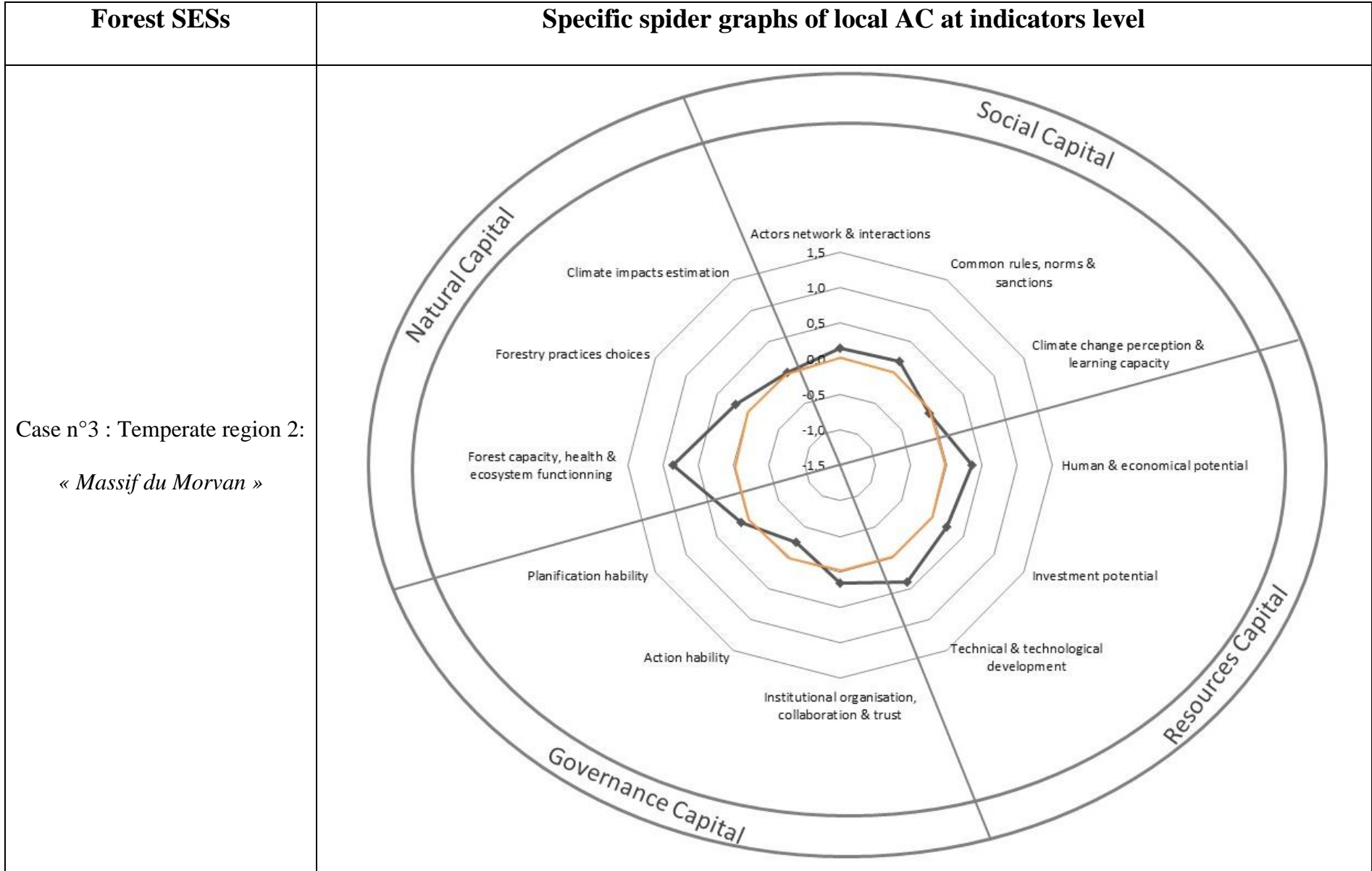
Currently, the Morvan forest suffered from few impacts of climate change or other ecological impacts. Yet, this well preserved forest developed a ‘safety feeling’ in local actors and few of them have awareness about climate change threats. Historically, the Morvan forest provisioned the Parisian basin with firewood, but with the new resources for heaters the region had to develop a new forest sector (CRPF Nièvre, pers. comm.). Today, the local forest sector is in development for construction wood and it benefits from a good human and economic potential. Actors have money to invest in their forests, forest entrepreneurs expand their activities and the local forest inter-professional office developed many ongoing projects. The economic burst can be explained by the recent use of Douglas fir (*Pseudotsuga mensiezii*) which is a good construction wood. Indeed, the Douglas fir has a very good productivity in the Morvan region which makes it very attractive for foresters. Several forest owners expressed the will to transform their forests, composed by different deciduous and resinous tree species, in a Douglas fir plantation *“I believe in this species [Douglas fir]. It is well adapted and increases the economic value our forests. This species is beautiful and very profitable”* (Private forest owner 6); *“If we are authorized to plant Douglas fir, we do not ask any questions, we plant Douglas fir even to replace other resinous species”* (Public forest manager 9). For us, the forest sector is going through a big transformation and the region is at a crucial moment to make choices to develop local adaptation strategies for future climate change impacts and economic market variability.

The Morvan region developed its economic capital with the development of Douglas fir forestry. However, according to the previous analysis and with our approach, without considering the other capitals and with the lack of awareness about forestry and climate change issues, this region risks following the same dynamics of the Landes forest and could become vulnerable. The introduction of Douglas fir allowed increasing the value of the forest sector but the popularity for Douglas fir risks to transform diverse forests in mono-specific

plantations and specialize the industry in Douglas fir transformation. With our AC analysis at indicators levels, we could determine strategic points on which one can focus to enhance the local AC. For the region of Morvan the three strategic points could be the reactivity of institutions, the climate change perception and the learning capacity, that are included in the social and governance capitals (case n° 3 in Figure 6), and that were noted poorly.



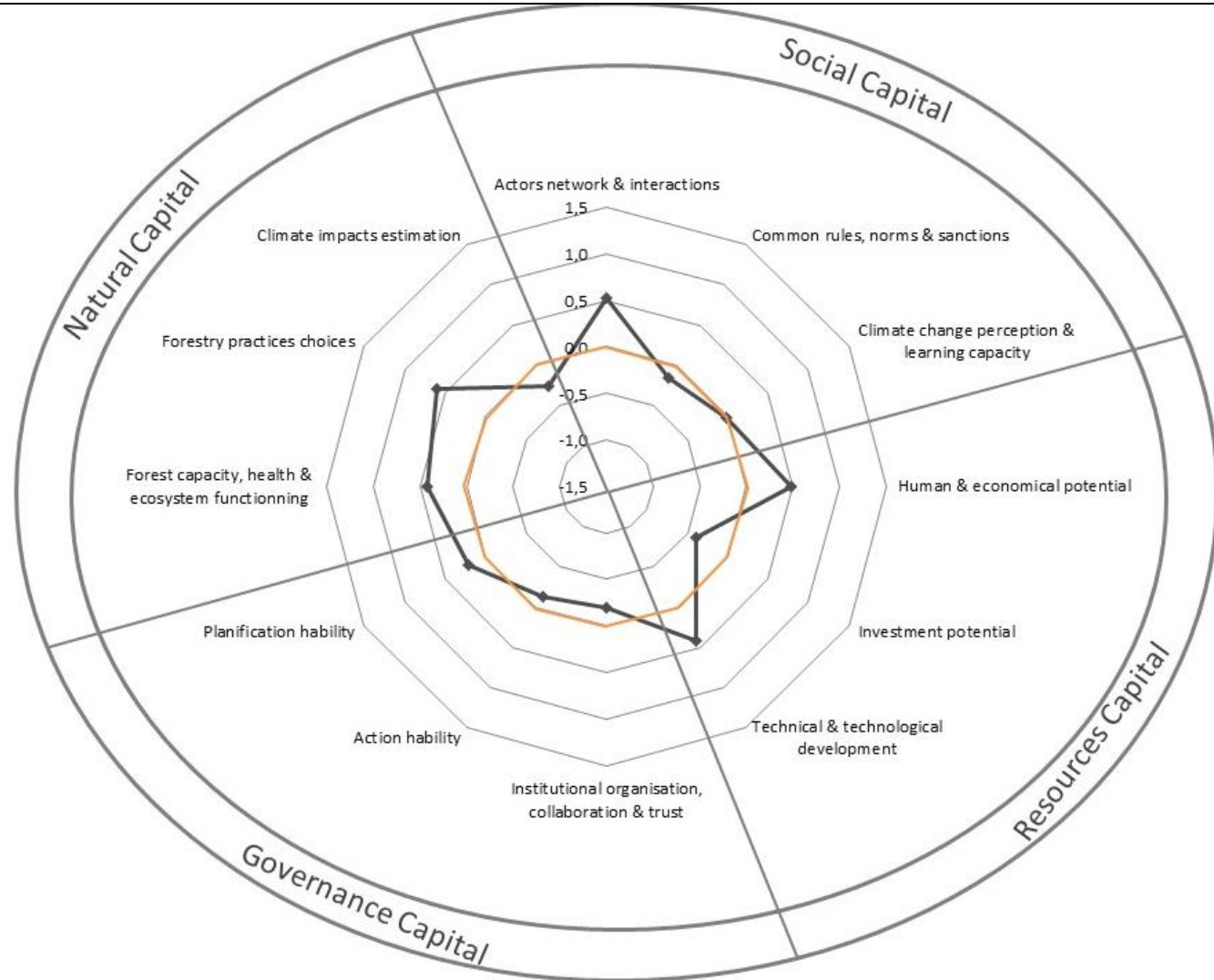




Forest SESs

Specific spider graphs of local AC at indicators level

Case n°4 : Alpine region:
« *Alpes du nord* »



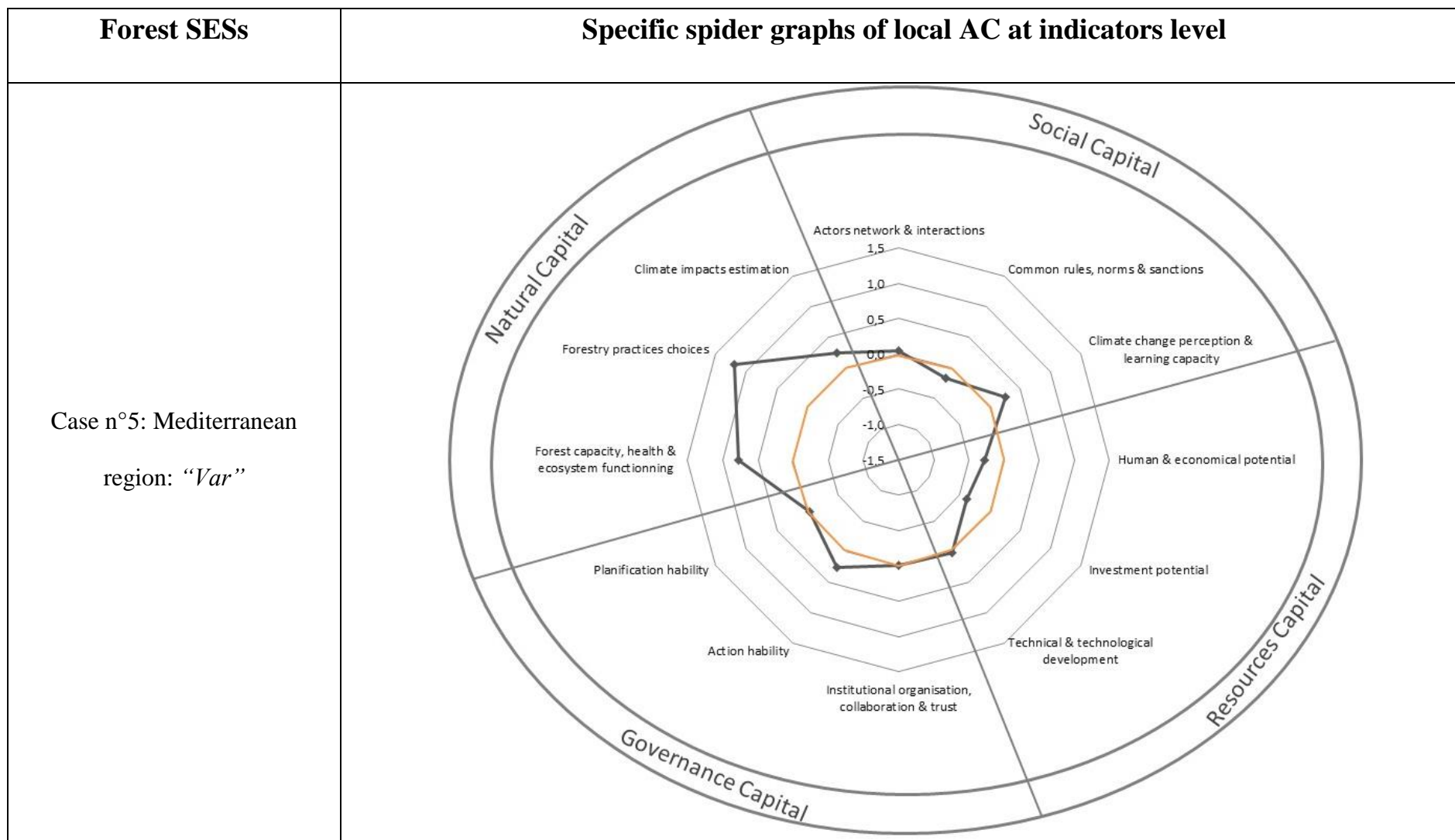


Figure 6: Specific spider graphs of capital by forest SESs at the indicators level. The orange line represents the zero line value for indicator scores

For the Alpine case (case n°4 in Figure 6), it is essential to start by saying that it is a very hermetic forest sector (Table 5). It was very difficult to meet people and when it became possible, actors were mistrustful and elusive. This difficult access to actors limited our AC analysis for the Alpine case because of the lack of point of views and opinions, especially for private owners which represent a big part of forest actors. The reticence of local forest actors could be explained by an important historical event in the local forest evolution, the mountain field restauration program (MFR) during the 20th century. Historically, the MFR programs have been implemented to limit the consequences of the overgrazed (soil erosion, avalanche risks...), but some local actors did not appreciate the implementation of these programs (Barthod 1998). There have been many conflicts between local actors and public forest managers about the implementation of the mountain restoration because of the intensive work, the species choices, the long restoration period and mainly because local mountain populations have not been consulted about the forest restoration decisions (Decrop 1997). Moreover, the time gap between the ministry decision and the implementation of forest restoration entailed a shift between the initial demands and goals, and the actual observed results (Décamps 2005). Hence, we could suppose that, today, forest actors have a mistrust for the hierarchies concerning the implementation of forest practices. Despite this limit, some key actors' appointments allowed us to design a general frame of the local dynamics.

The first observation is that the Alps region is an old forestry region with a strong forest culture and that human investment is not a problem. Forestry is very developed and many young people work in the forest sector often in family business (pers. field obs.). However, the implantation of big industries created a competition with small and family-owned local companies *“There are less and less small industries but more and more big companies which accelerate the economic pressure” (Forest industrial 7)*. Today, there is a pressure on wood resources and foresters have to go higher and higher in altitude to find the

necessary wood for the industry demands *“There is a big demand for wood from new and young industries, but forests are overharvested and there are many difficulties here for the mountain harvesting” (Forest industrial 8)*. But this race to altitude is limited by the technical possibilities of lumbering. Hence, this hard competition created an economic crisis in the region and actors have no funds to invest in the forest management or in the development of new practices or strategies potentially diminishing the resources capital (case n°4 in Figure 5 and 6), relying on imported wood. On the other hand, the recent centralization of the different forest institutions created confusion in the local organizations. The administrative limits of the region are very large and by extension the institutional organization, interactions with stakeholders and collaborations between them are very difficult: *“The local governance does not allow the dialog” (Forest private owner 11)*. With this centralization, many actors feel isolated because of the complex geographical topography and have no access to information and services. This isolation added to the economic context created a lack of trust between actors: *“We always see the neighborhood as a concurrent and not a potential partner” (Forest industrial 6)*. However, since the creation of the forest inter-professional office the dialog has been facilitated between actors and cohesion for a common economic goal is being developed.

The Alpine region presents weaknesses linked to its old history and its geographical enclave. However, the local human investment and the emergence of a new economic dynamic could compensate the slow decrease of forestry activities. In our opinion, the big issue in this region is the lack of the climate change awareness which could pose a real problem in the long term. The mountain regions are estimated as the most vulnerable forest region by climatic and ecological models ran using the French forest inventory (Benito-Garzón and Fernández-Manjarrés 2015 & Figure 6) or simply by climatic projections. For this region the anticipation of climate change impacts by implementation of new practices is

crucial to maintain the long-term productivity of forests and the local forest sector, but that does not seem to be the case in the field.

4. The assisted migration of trees as a change acceptance indicator: resilience strategy vs transformative strategy

Humans like stability. Forest managers frame forest SESs in order to control and anticipate the evolution of the ecological template within a known framework. However, nature is in an eternal instable state with some equilibrium periods punctuated by catastrophic events (Holling 1973, Collins et al. 2011). In this section, we try to estimate the perception of change of forest actors and their potential to accept it through the proposition of the AM practice implementation. We separated our study in three steps. First, we asked if actors knew the concept of AM, then we proposed a hypothetical application of AM in their stands at different biological scales, and at last we evaluated the spatial scales accepted by actors to implement AM in their stands.

4.1. The actor's familiarity with AM option

AM is a well-known concept in the French institutional sphere. However, at local scales many actors have never heard the term of AM. We supposed that knowing this concept in the different forest SESs could represent the efficiency of communication by institutions and a good indicator of the actor sensitization about adaptation strategies. The figure 7 shows the percentage of actors who know or not the concept of AM by forest SES. The first observation is, at the exception of the Fontainebleau case, that in every forest SESs there is a bigger percentage of actors unaware of the concept. The exception of Fontainebleau can be explained by the management organization close to universities and the capital city. Fontainebleau is a public forest and its management is conducted by a national institution with a direct communication with research centers and the ministry. Hence, managers have

participated in official workshops and research programs about AM or other adaptation strategy. The small part who does not know AM is represented by actors of local associations not specialized in forest management. Surprisingly, we can observe that the regions most concerned by expected climate change threats, the Var and the Alps, have the smallest scores of AM concept knowledge.

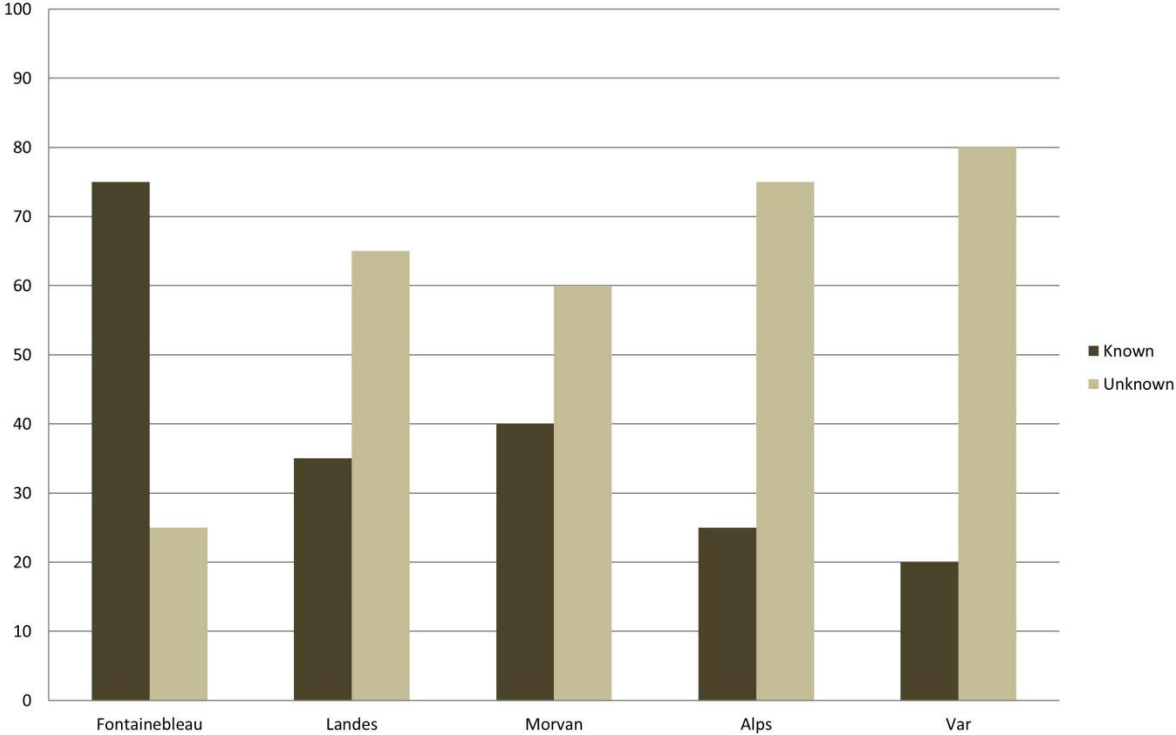


Figure 7: Representation of proportion of actors knowing or not the concept of assisted migration per forest region.

However, the non-knowledge of AM concept does not mean necessary that actors do not consider this adaptation strategy. It highlights a miscommunication between forest institutions and local forest actors that may diminish the potential of learning and proactive acting.

4.2. Acceptance of change vs economic constraints

The first question about the awareness of the AM concept showed that the most part of actors does not know the AM adaptation strategy. Despite their lack of knowledge, we

proposed actors to imagine an application of AM programs in their forest stands, after having explained the concept (Figure 8). The first observation is that many actors are ready to bring new or exotic tree species in their forests. Especially, the Alpine and Mediterranean regions have the highest scores for the introduction of exotic and historically present species. The Landes and Morvan regions have similar results with a mean distribution along the different proposed biological scale that ranges from strictly native to strictly exotic. Constrained by national management rules, Fontainebleau is placed on two medium options.

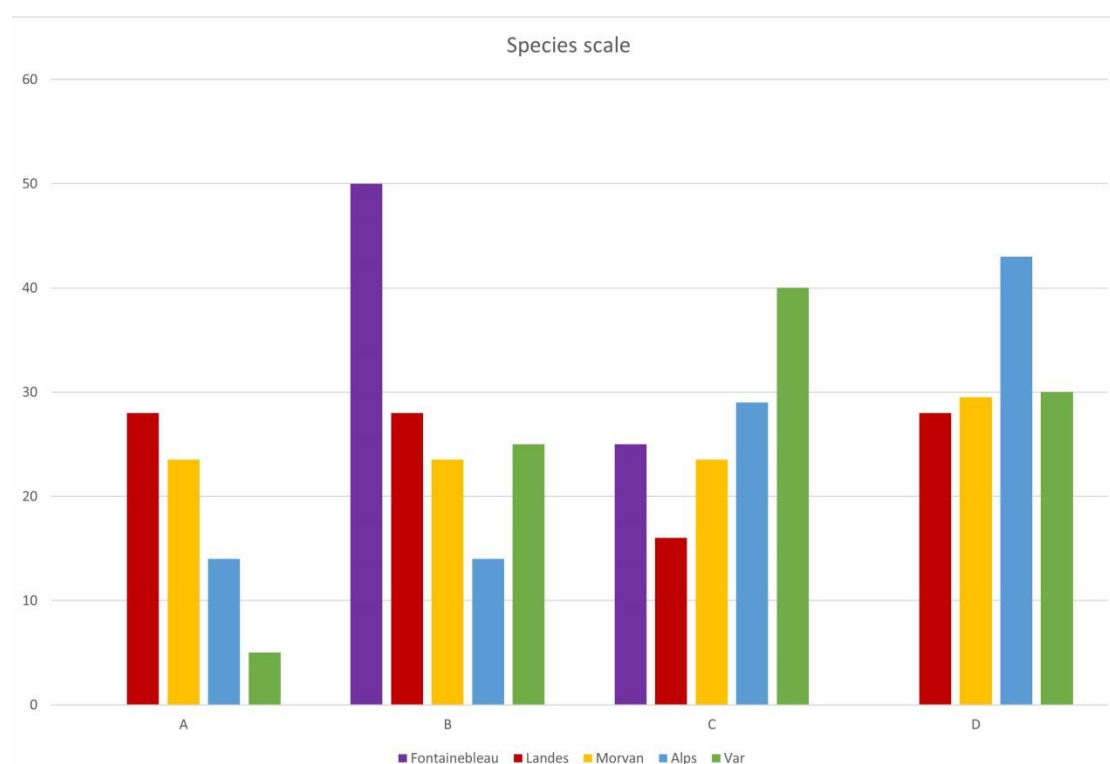


Figure 8: Representation of the distribution of hypothetical biological scales of application of assisted migration envisaged by actors within their stands with A) introduction of alternative local tree species; B) introduction of extra-local tree species; C) introduction of historical tree species not currently present; and D) introduction of completely exotic tree species.

First, we can note that surprisingly, it is the regions with the lowest knowledge about AM which have the highest score regarding the import of exotic species. The similar results of the Landes and Morvan regions can be explained by their closeness of approach to managing forests as a ‘single-species ecosystem’. Local forest actors seem open to all management options except for Fontainebleau, who is constrained by national ministry

requirements. In our opinion, this openness represents a curiosity of actors to test new tree species mainly for economic interest than a real adaptive strategy. Yet, curiosity and innovation represent the first steps for adaptation and transformation. On the other hand, the similar results of the Var and Alpine regions can be explained by the weak local forest economy. These regions need a boost for the forest sector development. In consequence, actors hope that an integration of new species, supposedly more productive, would increase their benefits.

Concerning the spatial scale of the application of AM, results show an openness of actors for a change in forest landscapes. Most of the actors said that they would be ready to apply AM programs in several plots spread within their stands (index D on Figure 9) i.e. at a scale which implies real changes in the local forest landscape.

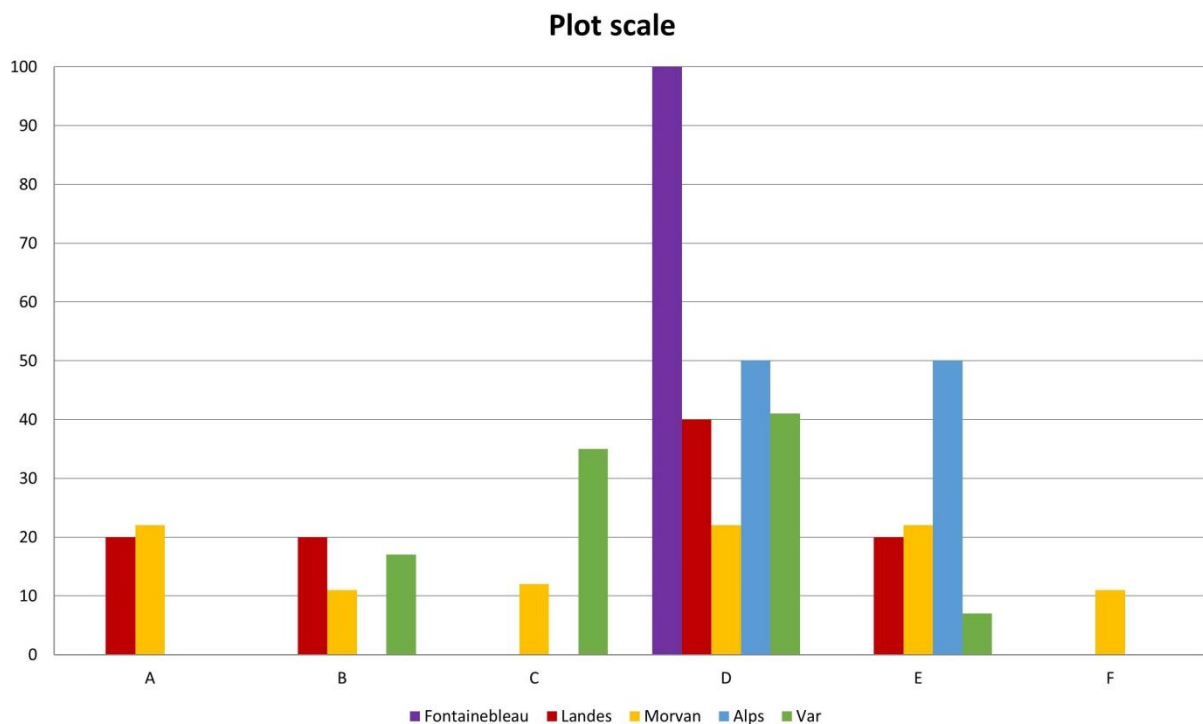


Figure 9: Representation of the distribution of the hypothetical plot scale for the application of assisted migration envisaged by actors in their stands with A) the introduction of the population in a unique and isolated plot; B) the introduction of the population in a plot within the stand; C) the introduction of the population in several plots separated and isolated of the rest of the stand; D) the introduction of the population in several separated plots spread within the stand; E) the introduction of the population within the stand; and F) Replacement of all of the tree species.

The answers of Fontainebleau are contained in one option. All interviewees agree about the option to implement (option D) that again can be seen as a consequence of the national management rules. The Var and the Landes regions are spread on several options from softer to harder application. The Alps case is divided in two options (option D and E) which are harder options. The Morvan region is spread on all options which could represent openness towards new types of management. Moreover, the Morvan is the only SES where actors are ready to change totally their forest. This observation can be explained by the current strategy of actors that began a transformation of the forest sector by developing the Douglas fir species technology. In fact, it seems that the total transformation could be a possible option for the actors of the Morvan. For the moment, the Douglas fir is very profitable for actors, so they are tempted to increase their benefits with a complete transformation. However, the Morvan region is focused on a single species approach. Our observations highlighted that actors are ready to change tree species, in the case of an increase of their benefits, but they do not want to change their practices and envisaged their forestry development in a “business as usual” way.

In general, French forest actors seem ready to introduce new species at large scales in their forest, which could represent a transformative potential. However, the analysis highlighted that it is the regions with economic difficulty (Alps and Var) which are more open for practices and species change, being the Morvan a special case because of the strong forest sector transformation process. We could say that an economic crisis is necessary to create awareness and reaction from local actors. So, it is not a proactive process but still a reactive process. Forest actors are ready to increase AC to build resilience to perturbations but not to engage so readily in a completely transformative process.

Concluding remarks

The method developed to evaluate the local AC of forest SESs appeared robust and sensitive enough to highlight differences between forest systems, and to detect potential weaknesses. Yet, some improvements can be implemented to have a better framework of the local forest sector dynamics and a better estimation of the local AC. First, it seems necessary to interview more actors to obtain a larger sample of opinions and knowledge. It is difficult to obtain an appointment with actors, but we noted that contacts were facilitated when the interviewer came twice in the region to gain the confidence of actors. Second, after the field immersion, some indicators developed from the literature appeared irrelevant. A revision of the indicators and criteria allowing a more precise evaluation of the forest context seems necessary. Indeed during the analysis in the field, some indicators described in the literature appeared with little or no importance at all in the forestry context. Inversely, some issues were highlighted as crucial and the chosen indicators did not allow to take into account them as precisely as needed.

In an uncertain context like a changing climate, a specialist approach becomes risky because of complex and unknown interlinked relations and retroactions between substructures inside the forest SESs. The AC analysis highlighted that forest actors have a specialist attitude, in other words they implement mainly coping strategies which corresponds to a robustness strategy. Each forest SESs has developed its specificity (see AC spider graphs) through the maximization of a particular capital as a main strength. But we saw that disequilibrium in the capitals levels may hamper the building of AC. In fact, the highest capital represents the main constraint for the adaptability of the SES. Moreover, the analysis of AC at the indicator level is an interesting opportunity to highlight weaknesses, to avoid an AC deadlock and to anticipate the development of relevant adaptive strategies. In fact, the minimization of vulnerability requires the development of the AC on the different

components of the SES, i.e. that the different indicators have a homogeneous spider graph. The even spreading of the AC on all capitals would allow the system to improve its general resilience strategy and to prepare it for different possible trajectories. However, this strategy implies a decrease of the SES productivity but it remains a valid actor's choice despite it is a compromise (Biggs et al. 2015).

Today, actors have coping strategies (robustness) and envisage resilience strategies as maintaining the status-quo and keeping the possibility to return to the previous and known state after perturbations. However, climate change is a continuous and unpredictable pressure placing robustness and resilience strategies obsolete. In uncertain changing climates, actors have to prepare vulnerable systems for future shifts. In other words, actors have to think ahead seriously of their capacity to transform their own systems. For social systems, it represents a crucial mental shift (Schultz et al., 2015). The actual development of AC is often conceptualized to improve the resilience but not the transformative potential. Unfortunately, the strong increase of resilience in a social system could block the development of transformative potential. The case of the Landes region represents a good example. The Landes forest actors showed an important resilience capacity for the management of the catastrophic storm of 2009 after they had learned from the storm in 1999. But firstly, it is a very specific resilience to a particular perturbation and it is difficult to know if forest actors could have the same resilience in face of another perturbation, like droughts or pests. Secondly, the rapid recovering of the forest system conducted by actors gave them overconfidence in their capacity to cope with disaster and come back to the previous state. Hence, this overconfidence of actors blocks their open mind for transformation possibilities. This observation could be nuanced with the differentiation of two types of resilience. In the literature we can find the description of a general resilience which offers the possibilities of the system to cope with many types of perturbations and recover its integrity (Holling 1973,

Walker et al. 2006). However, in the field, resilience is understood very specifically. Indeed, the resilience is mainly developed to maintain the social system or the service desired by local people but for the complete system, what Carpenter et al., (2001) described with the terms “*resilience of what to what?*”. For the moment, actors develop a resilience for the most feared impact or the one impact that they know.

On the other hand, the evaluation of AM acceptance, as a transformability indicator, suggested that actors seem ready to change or even to transform their actual systems. However, a precise analysis of change acceptance interviews highlighted that it is not a real transformative potential but rather an economic ambition. Actors are ready for transformation in the case where it assures more benefits. As the examples of the Var and Alpine regions have showed, the economic context (economic weakness or crisis) represents the main trigger for forest SES transformation: “*All evolution is linked to the economic cost. Money is the war tendons. At the end, global markets determine the forestry sector evolution*” (*Alps forest industrial 7*) (Folke et al. 2010). Here, we can note that the acceptance of transformation is limited to replacing tree species in the forest landscapes. Yet, transformation requires a total questioning with a landscape transformation, changes in practices and mainly a paradigm change.

In order to promote the transformative potential of forest SESs, the value of forest needs to be reevaluated. For the moment, the value of forest is evaluated mainly on the value of wood. However, forests offer many other goods and services that should be a source of revenue for the forest owners and local people. Foresters and others forest actors have to reconsider their thinking of forest management and perception, i.e. the vision of forest landscape, the practices used and the desired goal. The emergence of a new forest vision could allow the maximization of the forest sector diversification to maintain both the forest plasticity and the forestry survival. This diversification could offer multiples trajectories to

the ecosystem and actors to evolve, to adapt and to transform along while avoiding a radical collapse. The first step remains in the enhancement of change perception and the acceptance of compromises for forest actors. For good results in the future, economic and governance systems will have to follow new social dynamics that do not necessarily exist today.

Acknowledgements

We are grateful for funding from the National Research Agency (ANR), which provided support for the doctoral position of R. Sansilvestri through the AMTools French ANR project (ANR-11-AGRO-0005). We would also like to thank Laurent Simon for his helpful advices and his relevant position on natural capital issues. Finally, we would like to thank sincerely all the actors who participated in the interviews and who offered their time to the project.

Literature cited

- Adger, N. W., S. Dessai, M. Goulden, M. Hulme, I. Lorenzini, D. R. Nelson, L. Otto Naess, J. Wolf, and A. Wreford. 2009. Are there social limits to adaptation to climate change? *Climatic Change* 93:335–354.
- Adger, W. N. 2006. Vulnerability. *Global Environmental Change* 16:268–281.
- Agence Alpes-Maritimes/Var Service Bois. 2012. Étude de la ressource forestière des forêts publiques du Var.
- Anderies, J. M., C. Folke, B. Walker, and E. Ostrom. 2013. Ecology and Society: Aligning Key Concepts for Global Change Policy: Robustness, Resilience, and Sustainability. *Ecology and Society* 18.
- Arnould, P., P. Marty, and L. Simon. 2002. Deux siècles d'aménagements forestiers: Trois situations aux marges meridionales de la France. *Eria* 58:251–267.
- Aubin, I., C. M. Garbe, S. Colombo, C. R. Drever, D. W. McKenney, C. Messier, J. Pedlar, M. A. Saner, L. Venier, A. M. Wellstead, R. Winder, E. Witten, and C. Ste-marie. 2011. Why we disagree about assisted migration : Ethical implications of a key debate regarding the future of Canada's forests. *The Forestry chronicle* 87.
- Barthod, C. 1998. Politique Forestière et Montagne en France. *Revue forestière française* 50:215–227.
- Benito-Garzón, M., S. Deleuze, and J. F. Fernández-Manjarrés. (n.d.). Estimating exposure and sensitivity of trees to climate change along environmental gradients using non-repeated sampling data. *Ecological Application*.
- Benito-Garzón, M., and J. F. Fernández-Manjarrés. 2015. Testing scenarios for assisted migration of forest trees in Europe. *New Forests*.
- Benito-Garzón, M., P. W. Leadley, and J. F. Fernández-Manjarrés. 2014. Assessing global biome exposure to climate change through the Holocene-Anthropocene transition. *Global Ecology and Biogeography* 23:235–244.
- Berkes, F., and C. Folke. 1998. *Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience*. Cambridge . New York.
- Biggs, R., M. Schlüter, and M. L. Schoon. 2015. *Principles for Building Resilience: Sustaining Ecosystem Services in Social-ecological Systems*. Cambridge .
- Boisseaux, T. 1986. Influence de l'origine génétique (landaise ou ibérique) des peuplements de pin maritime sur les dégâts causés par le froid de janvier 1985 au massif forestier aquitain. *Ecole Nationale des Ingénieurs des Travaux des Eaux et Forêts*.
- Bourdieu, P. 1986. The forms of capital. Pages 241–258 *Handbook of Theory and Research for the Sociology of Education*. Westport. Greenwood.
- Carpenter, S. R., F. Westley, and M. G. Turner. 2005. Surrogates for Resilience of Social–Ecological Systems. *Ecosystems* 8:941–944.

- Carpenter, S., B. Walker, J. M. Anderies, and N. Abel. 2001. From Metaphor to Measurement : Resilience of What to What ? *Ecology and Society*:765–781.
- Collins, S. L., S. R. Carpenter, S. M. Swinton, D. E. Orenstein, D. L. Childers, T. L. Gragson, N. B. Grimm, J. M. Grove, S. L. Harlan, J. P. Kaye, A. K. Knapp, G. P. Kofinas, J. J. Magnuson, W. H. McDowell, J. M. Melack, L. a Ogden, G. P. Robertson, M. D. Smith, and A. C. Whitmer. 2011. An integrated conceptual framework for long-term social–ecological research. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:351–357.
- Décamps, H. 2005. Entretien Michel Badré:“la forêt au rythme des sciences et de la société.” *Natures Sciences Sociétés*.
- Decrop, G. 1997. De l’expertise scientifique au risque négocié, le cas du risque en montagne. Cemagref Editions.
- Delzon, S., M. Urli, J. C. Samalens, J. B. Lamy, H. Lischke, F. Sin, N. E. Zimmermann, and A. J. Porté. 2013. Field evidence of colonisation by holm oak, at the Northern Margin of its distribution range, during the anthropocene period. *PLoS ONE* 8:1–8.
- Département Santé des Forêts. 2012. Pin d’Alep, les principaux problèmes sanitaires. *Information santé des forêts*:4 p.
- Dupuis, J., and P. Knoepfel. 2013. The Adaptation Policy Paradox : the Implementation Deficit of Policies. *Ecology an* 18.
- Evely, a C., I. Fazey, M. Pinard, and X. Lambin. 2008. The Influence of Philosophical Perspectives in Integrative Research: a Conservation Case Study in the Cairngorms National Park. *Ecology and Society* 13:52.
- Folke, C., S. R. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Chapin, and J. Rockström. 2010. Resilience Thinking : Integrating Resilience , Adaptability and Transformability. *Ecology and Society* 15.
- Folke, C., T. Hahn, P. Olsson, and J. Norberg. 2005. Adaptive Governance of Social-Ecological Systems. *Annual Review of Environment and Resources* 30:441–473.
- Gallopín, G. C. 2006. Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. *Global Environmental Change* 16:293–303.
- Global Environment Facility. 2010. Financing Adaptation Action.
- Godard, O. 2010. Dossier « Adaptation aux changements climatiques » – Cette ambiguë adaptation au changement climatique. *Natures Sciences Sociétés* 18:287–297.
- Gomm, R., M. Hammersley, and P. Foster. 2000. *Case Study Method*. Sage Publi. London, UK.
- Gupta, J., K. Termeer, J. Klostermann, S. Meijerink, and M. Van Den. 2010. Gupta et al The Adaptive Capacity Wheel a method to assess the inherent characteristics of institutions to enable the adaptive capacity of society. *Environmental Science & Policy* 13:459–471.
- Holling, C. S. 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review Ecological Systems* 4.

- Holling, C. S., L. H. Gunderson, and D. Ludwig. 2002. In search of a theory of adaptive change. *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*:3–24.
- Hulme, P. E. 2005. Adapting to climate change: is there scope for ecological management in the face of a global threat? *Journal of Applied Ecology* 42:784–794.
- Institut National de l'Information Géographique et Forestière. 2013. Résultats d'inventaire forestier: Le Var.
- IPCC. 2007. *Climate Change 2007: Mitigation, Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. (B. Metz, O. R. Davidson, P. R. Bosch, R. Dave, and L. A. Meyer, Eds.). Cambridge. Cambridge, United Kingdom and New York.
- Keck, M., and P. Sakdapolrak. 2013. WHAT IS SOCIAL RESILIENCE? LESSONS LEARNED AND WAYS FORWARD. *Erdkunde* 67:5–19.
- Magnan, A. 2014. De la vulnérabilité à l'adaptation au changement climatique : éléments de réflexion pour les sciences sociales. Pages 241–274 in P. Prouzet, editor. *Risques côtiers et adaptations des sociétés*. ISTE Editi. Monaco.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Ecosystems*.
- Montpetit, A. 2014. Les sciences sociales dans la recherche sur l'adaptation aux changements climatiques: perspectives théoriques et analytiques.
- Moon, K., and D. Blackman. 2014. A Guide to Understanding Social Science Research for Natural Scientists. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology* 00:1–11.
- Mueller, J. M., and J. J. Hellmann. 2008. An assessment of invasion risk from assisted migration. *Conservation biology* 22:562–567.
- Neyroumande, E., and D. Vallauri. 2011. Regards sur la politique des forêts en France.
- Obrist, B., C. Pfeiffer, and R. Henley. 2010. Multi-layered social resilience: a new approach in mitigation research. *Progress in Development Studies* 10:283–293.
- Observatoire régional de la forêt méditerranéenne. 2011. *Données & chiffres-clés de la forêt méditerranéenne*.
- Ostrom, E. 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science (New York, N.Y.)* 325:419–22.
- Papillon, P. 2014. Les forêts périurbaines : des espaces récréatifs à la fonction prophylactique Le cas des aires urbaines d'Alençon, de Blois et du Mans.
- Perraud, P. 1994. Histoire de la forêt de Fontainebleau. *Info-Forêt* 8.
- Pottier, A. 2014. Le massif forestier des Landes de Gascogne, un patrimoine naturel? Le regard des gestionnaires. *Annales de Géographie* 698:1016–1038.

- Ricciardi, A., and D. Simberloff. 2009. Assisted colonization is not a viable conservation strategy. *Trends in ecology & evolution* 24:248–53.
- Roussel, G. 2007. Une brève histoire de la recherche forestière en Aquitaine.
- Sansilvestri, R., N. Frascaria-Lacoste, and J. F. Fernández-Manjarrés. 2015. Reconstructing a deconstructed concept: Policy tools for implementing assisted migration for species and ecosystem management. *Environmental Science & Policy* 51:192–201.
- Ste-marie, C., E. A. Nelson, A. Dabros, and M. Bonneau. 2011. Assisted migration : Introduction to a multifaceted concept. *The Forestry chronicle* 87:724–730.
- Walker, B., L. Gunderson, A. Kinzig, C. Folke, S. Carpenter, and L. Schultz. 2006. A Handful of Heuristics and Some Propositions for Understanding Resilience in Social-Ecological Systems. *Ecology and Society* 11.
- Walker, B., C. S. Holling, S. R. Carpenter, and A. Kinzig. 2004. Resilience , Adaptability and Transformability in Social – ecological Systems. *Ecology and Society* 9.
- Wilby, R. L., and S. Dessai. 2010. Robust adaptation to climate change. *Weather* 65:176–180.
- Williams, M. I., and R. K. Dumroese. 2013. Preparing for Climate Change : Forestry and Assisted Migration. *Society of America Foresters* 111:287–297.
- Williamson, T., H. Hessel, and M. Johnston. 2012. Adaptive capacity deficits and adaptive capacity of economic systems in climate change vulnerability assessment. *Forest Policy and Economics* 24:48–54.
- Yohe, G., E. Malone, A. Brenkert, M. Schlesinger, H. Meij, X. Xing, and D. Lee. 2006. A Synthetic Assessment of the Global Distribution of Vulnerability to Climate Change from the IPCC Perspective that Reflects Exposure and Adaptive Capacity.

Supplementary Materials

I. Private forest owners survey:

Caractérisation du répondant :

Données personnelles : Nom, prénom, adresse, année de naissance, situation familiale (à demander à la fin)

Données professionnelles : Profession (dépendant de son exploitation ou non, profession à plein temps ou non), nb d'employés/membres, exploitant ou non de sa propre forêt

- Comment avez-vous obtenu cette forêt ? Depuis combien de temps possédez-vous/travaillez-vous dans cette forêt ? Surface de votre parcelle ?

Caractérisation de la parcelle : [cette partie permet de mettre la personne en confiance en commençant par parler de choses simples et factuelles comme sa parcelle forestière]

- Quelles sont les principales essences présentes sur votre parcelle ?

(*QO laissez libre du choix*) (*Abies alba* (Sapin blanc) ; *Catanea sativa* (Châtaignier) ; *Fagus sylvatica* (Hêtre commun) ; *Fraxinus excelsior* (Frêne commun) ; *Larix decidua* (Mélèze d'Europe) ; *Picea abies* (*Epicea* commun) ; *Pinus halepensis* (Pin d'Alep) ; *Pinus pinaster* (Pin maritime) ; *Pinus nigra* (Pin noir) ; *Pinus sylvestris* (Pin sylvestre) ; *Quercus ilex* (Chêne vert) ; *Quercus petraea* (Chêne sessile) ; *Quercus pubescens* (Chêne pubescent) ; *Quercus robur* (Chêne pédonculé) ; *Quercus suber* (Chêne liège))

- Etaient-elles déjà présentes ou les avez-vous implantées ? (présentes/implantées)
- Ces essences sont-elles des essences « traditionnelles » de la région ? (oui/non)
- Quelles sont vos attentes vis-à-vis de votre forêt ? (Classer par ordre d'importance : *production, biodiversité, PFNL, récréatif, aucun*)
- Que représente votre forêt pour vous ? La forêt en général ?

Exploitation et Gestion :

Exploitation :

1. Avez-vous un plan de gestion ? (oui/non) Quel type ? (QCM : *PSG, RTG, CBPS, CGD*)
2. Avez-vous réalisé votre plan de gestion seul ? (oui/non) Si non, avec qui ? (QO)
3. Dans le cas de production : A quoi sont destinés les bois ? (QCM : *bois noble, de construction, de chauffage, de trituration, de mobilier...*)
4. Si le propriétaire n'est pas l'exploitant : Qui réalise l'exploitation sur votre parcelle ?
5. Les revenus de l'exploitation suffisent-ils à assurer une activité viable / à assumer les travaux forestiers ? (oui/non)

Financements et subventions :

6. Comment financez-vous votre gestion ?
7. La demande de crédit est-elle facile ? Avez-vous divers source de financements ?

Filière locale :

8. Les filières locales (scieries et usines de transformation) sont-elles spécialisées ? (oui/non) Quel type d'essence ? (QO)
9. Avez-vous été obligé de changer/faire évoluer les essences exploitées selon les demandes du marché ? (oui/non) Comment ? (QO)
10. Que pensez-vous de la force/place économique de la filière bois dans la région ?

Dynamique collective : transmission des savoirs et mobilisation

Transmission, partage et restitution des savoirs/connaissances :

11. Comment vous êtes-vous formé pour assurer la gestion de votre forêt ? (QO)
12. Tenez-vous vos connaissances forestières d'un proche (autre propriétaire/parent) ? (oui/non)
13. Avez-vous déjà transmis vos connaissances forestières ? (oui/non) A qui ? (QO)
14. Avez-vous déjà fait appel à des experts forestiers (CRPF ou indépendant) ? (oui/non)
15. Discutez-vous régulièrement de votre forêt/gestion/préoccupations/expériences avec d'autres propriétaires ? (oui/non)
16. Ces discussions vous ont-elles apporté des connaissances en termes de gestion forestière ?
17. Collaborez-vous de façon informelle avec d'autres forestiers/associations/exploitants (...) ?
18. Existe-t-il une tradition forestière, en termes de gestion ou de pratiques, dans la région ? (oui/non) Laquelle ?
19. Observez-vous des jeunes dans votre milieu forestier ?
20. Envisagez-vous un avenir dans le milieu forestier pour vos enfants ?

Mobilisation/Investissement :

21. Faites-vous partie d'une coopérative ou d'un syndicat ? (oui/non) Lesquels ?
22. Etes-vous inscrit au CRPF ? (oui/non)
23. Avez-vous déjà participé à des ateliers (CRPF ou RMT Aforce) ? (oui/non) Ces ateliers vous ont-ils apportés des connaissances ? Des contacts ? Une occasion de transmettre ?
24. Participez-vous à des expérimentations ? Réalisez-vous des expérimentations ? Partagez-vous les résultats ?

Informations :

25. Connaissez-vous les règles/normes auxquelles vous et votre parcelle êtes soumis ?
26. Trouvez-vous les sanctions appropriées ?

Participation à la prise de décision :

27. Seriez-vous prêts à vous investir dans une démarche de réflexion collective pour les politiques d'adaptation des CC ? (oui/non)
28. Selon vous les forestiers privés sont-ils assez impliqués dans la prise de décision à l'échelle locale ? Dans la production de données ? (oui/non)

Changements climatiques : perception, apprentissage et assimilation :

Perception :

29. Qu'est-ce que la notion de CC évoque chez vous ? Pouvez-vous donner votre définition ? (QO)
(*estimer sa compréhension des CC*)
30. Vous sentez-vous vulnérable aux CC concernant votre forêt ? (oui/non) Pourquoi ? (QO)
31. Parmi les conséquences les plus plausibles des changements climatiques dans votre région, classez ces propositions des plus menaçantes (1) aux moins inquiétantes. (Sécheresses estivales plus marquées et plus fréquentes / Extension de l'aire de certains ravageurs ou pathogènes /

Augmentation de la fréquence et de l'intensité des tempêtes / Augmentation de la pluviométrie en hiver / Augmentation de la fréquence des incendies).

32. Selon vous, les CC devraient-ils être aujourd'hui une priorité de société ? Pour le monde forestier ? (oui/non) Donnez une échelle d'urgence (échelle de 1 à 5) (*différencié la place que la société lui donne et celle que le forestier lui donne*)
33. Selon vous la lutte face aux CC (en termes d'investissement, aménagement, recherche) est de la responsabilité de qui ? (QCM, Etat-Particulier-Entreprise-ONG-Tous)
34. Les décisions prises ou les actions réalisées vous paraissent-elles suffisantes ? (oui/non)
35. Estimez-vous être bien informé sur les CC et leurs impacts sur le secteur forestier ? (échelle 1 à 5) Comment vous informez-vous ? (QO)

Assimilation :

36. Quel avenir envisagez-vous pour votre forêt ? (QO)
37. Pensez-vous remettre en question votre gestion dans les années à venir ?
38. Dans quelle mesure la gestion des CC est-elle prise en compte dans vos plans de gestion ? (QO)

Expériences passées / Gestion des crises :

39. Avez-vous déjà souffert d'aléas significatifs au sein de votre forêt ? Pour quelles essences ? (QO)
40. Aujourd'hui êtes-vous en phase de réparation/restauration de votre forêt ? (oui/non) Pour quels aléas ? (QO)
41. Comment avez-vous géré la gestion pendant/après ces impacts ? (QO)
 - a. La gestion de crise a-t-elle nécessité des ressources financières supplémentaires ? (oui/non) Quelle était l'origine ? Etait-elle suffisante ?
 - b. Au bout de combien de temps le support financier vous a-t-il été alloué ? Ce délai vous a-t-il paru correct ? (QO)
42. Les moyens mis en place ont-ils été efficaces ? (oui/non) Pourquoi ?
43. Qu'avez-vous appris de cette expérience ? (QO) Les crises précédentes ont-elles entraîné des conséquences positives (collaborations ou autres) ?
44. Avez-vous partagé votre expérience avec d'autres acteurs du monde forestier ? (oui/non) Si oui, comment ?

Anticipation :

45. Avez-vous une assurance pour votre forêt ? (oui/non) Depuis quand ? Quelle était la motivation pour souscrire cette assurance ? (QO)
46. Qui vous l'a recommandé ? (QO)
47. Avez-vous un autre type de préparation aux risques naturels (financièrement ou techniquement) ? (oui/non)
48. Effectuez-vous un suivi régulier de votre forêt ? (QCM : sanitaire, déclin, volume, ...) Qui réalise ce suivi ? (QO) Quelle est la motivation de ce suivi ?

Impacts potentiels des CC sur la production [*cette partie a pour but d'évaluer la prise de conscience réelle des CC et de leur impact potentiels sur la parcelle du forestier et le type de changement qu'il réalise dans son comportement*]

49. Pensez-vous que les CC pourraient dans le futur impacter votre production ? (oui/non) Dans quelle mesure ?

(QCM : A) diminution de la possibilité forestière (sur le long terme), B) incertitude accrue sur la récolte, C) non-respect du rendement attendu, D) augmentation des frais liés à l'ajustement de la planification, E) diminution du rendement de la sylviculture, F) coûts de protection contre maladie et ravageur, G) diminution de la qualité du bois, H) changement dans la disponibilité selon les essences -> spécialisation des usines devient une vulnérabilité, I) baisse du ratio bénéfiques/coûts des produits transformés // J) invasion d'espèces exotiques, K) incapacité à maintenir le paysage actuel // L) PFNL : réduction de la production, M) variabilité des périodes de production, N) diminution et variabilité du gibier)

50. Pensez-vous que les CC pourraient représenter une opportunité pour la production de PFL ou PFNL sur votre parcelle ? (oui/non) Lesquelles ?

(QCM : A) volume de bois accru, B) augmentation possibilité forestière, C) récupération du bois de chablis, D) passer d'une production de masse vers des bois à valeur ajouté // PFNL : E) production accrue F) nouveau avec valeur ajouté, G) apparition de nouveau gibier plus attrayant ou sportif)

Mesures d'adaptation face aux CC :

51. Avez-vous participé/Participez-vous à un programme d'expérimentation ? (oui/non) Lequel, avec qui et pourquoi ? (QO)

52. Selon vous quelles seraient les mesures d'adaptation nécessaires prises à l'échelle nationale pour faire face aux CC dans le secteur forestier ?

(QCM (classer par critère d'importance): A) améliorer l'accès aux connaissances scientifiques, B) amélioration du dialogue entre les parties prenantes, C) amélioration de la flexibilité des réglementations pour permettre l'ajustement, D) amélioration de la sensibilisation, E) améliorer les qualifications/formations des personnels, F) améliorer la diversification de l'industrie forestière, G) augmenter les expérimentations, H) faciliter les tests expérimentaux, I) améliorer la disponibilité des ressources financières, J) améliorer les investissements en R&D, K) augmentation de la considération de la problématique des CC dans les politiques et les structures)

53. Dans le cas où les impacts des CC deviendraient trop forts seriez-vous prêt à faire un changement d'essences/populations ? (oui/non)

54. Dans quelle mesure seriez-vous prêt à appliquer ce choix ?

(QCM : A) Amener de nouvelles essences locales (de la région) non présentes actuellement sur votre parcelle spontanément ou pas ; B) Amener de nouvelles essences extra-locales (de la région voisine, préférentiellement une région plus au sud) non présentes actuellement sur votre parcelle ; C) Amener des essences non présentes localement actuellement mais présentes dans un passé sous climat différent (ex : Cèdre Atlas dans le Mont Ventoux); D) Amener des essences « exotiques » provenant, généralement, de pays plus au sud (exemple : l'introduction du Pin Douglas, Sitka ou de l'Eucalyptus)

55. Sur quel type d'échelle spatiale ?

(QCM : A) La migration assistée serait réalisée pour certaines essences dans un plot séparé et isolé du reste de la parcelle forestière ; B) La migration assistée serait réalisée pour certaines essences dans un plot au sein de la parcelle forestière; C) La migration assistée serait réalisée pour certaines essences dans plusieurs plots séparés et isolés du reste de la parcelle forestière ; D) La migration assistée serait réalisée pour certaines essences dans plusieurs plots intégrés dans la parcelle forestière ; E) La migration assistée serait réalisée pour certaines essences réparties dans la parcelle forestière ; F) La migration assistée serait réalisée pour l'ensemble des essences et sur l'ensemble de la parcelle forestière (changement du type forestier)

Question bonus pour le projet AMTools :

56. Connaissez-vous une pratique appelée migration assistée ? (oui/non) Donnez en une définition (QO)
57. Selon vous quels sont les risques potentiels liés à la MA ? (QO)
58. Utilisez-vous les PFNL ? (oui/non) Lesquels ?

II. Public forest institutions survey :

Capital politique :

Structure politique :

56. Quelle est la structuration politique de votre entité ? Comment s'organise votre entité, en termes de personnels, de locaux et de hiérarchie ? Quelle est son histoire de construction ?
57. Quelle est l'intégration de votre structure dans la région (interactions avec les acteurs locaux) ? Comment votre entité s'intègre dans le paysage institutionnel de la région ?
58. Quelle est la place, en termes économiques et humain, de la filière bois dans la région ?

Jeu d'acteurs:

59. Quels rôles jouent les acteurs suivants dans la gestion de la zone d'étude ?
 - Le CNPF/CRPF ;
 - L'ONF ;
 - Le MAAF ;
 - L'IDF ;
 - Autres :
60. Existe-t-il d'autres interactions/partenariats informels ? Ponctuels ?
61. Existe-t-il des directives particulières de la part des structures supérieures (Europe, MAAF) ? Si oui, lesquelles ?
62. Comment est mise en place les lignes directives de votre structure (top-down ou action régionale) ?
63. Comment gérez-vous l'atteinte de ces objectifs ?
64. Comment s'organisent les rapports entre les différents intervenants forestiers ?
65. Avez-vous une influence sur le processus décisionnel dans la gestion du milieu forestier public et son territoire ? Si oui, par quels moyens ? Si non, pourquoi ?
66. Selon vous, y-a-t-il un acteur qui a plus de pouvoir dans les processus décisionnel ?

Potentiel adaptatif (en termes politiques) :

67. Est-ce que le cadre réglementaire laisse place à de la flexibilité pour les acteurs locaux ?
 - a. Pensez-vous avoir assez de marge de manœuvre pour développer des mesures d'adaptation face aux changements climatiques ?
68. Quelles sont les infrastructures présentes pour lutter face aux risques/perturbations ?
69. La région prévoit-elle un budget d'action en cas de catastrophe ?
70. La région possède-t-elle un budget pour l'innovation/mise en place de projet ou stratégie ?

Gestion des conflits :

71. Pouvez-vous citer des cas où la collaboration entre les divers intervenants a permis de régler des problématiques forestières locales ?
72. Pouvez-vous nous parler des façons de résoudre les désaccords ?
73. Les normes sont-elles bien établies dans la région ? Sont-elles respectées ?
74. Les sanctions sont-elles appropriées/suffisantes ?

Capital social :

75. Comment qualifiez-vous la collaboration entre les représentants des différents secteurs ?
76. Existe-t-il des structures de facilitation du dialogue/apprentissage sur les questions d'adaptation ?
77. Existe-t-il un partage de connaissances, de services ou d'outils entre votre institution et d'autres structures/intervenants ?
78. Observez-vous des jeunes dans les formations ? Sur le terrain ?

Capital ressources :

79. D'où proviennent les financements pour les projets forestiers ?
80. Existe-t-il différentes sources de financements ?

Changements climatiques & adaptation :

Compréhension & considération :

81. Considérez-vous (en termes d'institution) les CC comme une menace ?
82. Observez-vous déjà des aléas pouvant être relié aux CC dans votre région/département/lieu d'action ? Lesquels ? (QO)
83. Comment qualifiez-vous l'ampleur de la menace ? (Peu alarmante, Faible, Forte, Prioritaire)
84. Comment qualifiez-vous le niveau de connaissance actuel par rapport aux impacts des CC ?

Adaptation :

85. Dans quelle mesure considérez-vous les CC dans vos activités de planification ou d'informations ?
86. Quels types de modification avez-vous déjà réalisé dans vos plans de gestion ?
87. Quelles sont les raisons qui vous ont amenés à faire ces modifications ? (inciter ou volontaire)
88. Y a-t-il un partage de connaissances, de services ou d'outils entre vous et d'autres intervenants ?

Actions :

89. Existe-t-il des expérimentations/programme/projet dans la région ? D'où proviennent les financements ?
90. Actuellement les actions réalisées sur le terrain sont-elles des actions de réparation (action préventive) ou anticipez-vous certains risques supposés des CC (action de précaution) ?
91. Parmi les recommandations suivantes lesquelles avez-vous déjà préconisé/appliqué dans le cas de gestion des risques liés aux CC ?
 - Renouveau des peuplements (MA, régénération naturelle (diversité génétique naturelle), végétal améliorer génétiquement) ;
 - Résilience (favoriser le mélange d'essences, privilégier des structures irrégulières) ;

- Disponibilité en eau (dynamisation de la sylviculture (interventions fortes et précoces), conserver un capital pied faible, éviter tassement sol) ;
- Gestion des risques (récolte anticipée des peuplements à risques, raccourcir les temps de rotation) ;

92. Pensez-vous que les actions réalisées, en termes de gouvernance, soient appropriées au contexte local ?

Freins à l'adaptation :

93. Selon vous, la politique de gestion des risques liés aux CC dans votre région d'action est-elle faible, suffisante ou pionnière ?

94. Selon vous, quels sont les freins (écologiques, économiques, politiques, sociaux) à la mise en place de politique d'adaptation ?

III. Forest industrial survey :

Capital politique :

Structure politique :

95. Quelle est la place (fonctionnelle) de votre entreprise dans le territoire ?

96. Comment s'organise votre entreprise (employés, fournisseurs, site, contrats) ?

97. Comment fonctionne l'entreprise (site de récolte, transformation, stockage, vente) ?

Jeu d'acteurs:

98. Quels rôles jouent les acteurs suivants dans la gestion de la zone d'étude ?

- Sylviculteurs ;
- Coopérative ;
- Syndicat des scieurs ;
- Exploitants ;
- Propriétaires ;
- Autres.....

Potentiel adaptatif (en termes politiques) :

99. Est-ce que le cadre réglementaire laisse place à de la flexibilité pour les acteurs locaux ?

- a. Pensez-vous avoir assez de marge de manœuvre pour développer des mesures d'adaptation face aux changements climatiques ?

Capital Ressource :

Ressource économiques / Gestion du marché :

100. Quelles essences sont traitées ici ? Transformation vers quel produit ?

101. Quelle est la demande dans la région/National? L'offre ?

102. Quelle est la place économique de la filière bois dans la région ? Que pensez-vous de la force de cette filière ?

103. Comment gérez-vous l'évolution de l'offre et de la demande, notamment l'augmentation de la demande et la hausse des prix (ressource étant limitée) ?
104. Quelles est l'évolution de la production et des techniques de l'entreprise depuis sa création ?
105. La crise économique a-t-elle eu un impact sur votre activité ? Dans quel sens ? Sur les achats, les ventes ?
106. Existe-t-il une forte concurrence dans la région ? Comment gérez-vous cette concurrence ?
107. La limite de la ressource pose-t-elle aujourd'hui un problème en termes de durabilité pour votre entreprise ?
108. Avez-vous plusieurs possibilités de financements ou d'entrer de budget pour financer vos actions ?
109. Est-il facile de demander un crédit ? Subventions ?

Gestion des crises :

110. Votre entreprise prévoit-elle un budget en cas de crise ?
111. Votre entreprise possède-t-elle un budget pour mettre en place des innovations ?

Capital social :

112. Comment qualifiez-vous la collaboration entre les représentants des différents secteurs ?
113. Existe-t-il des structures de facilitation du dialogue sur les questions d'adaptation pour les entreprises ?
114. Existe-t-il un partage des connaissances et des échanges entre les entreprises de transformation ?
115. Observez-vous beaucoup de jeunes dans les emplois de la filière/votre entreprise ?
116. Quelle est la moyenne d'âge de votre entourage professionnel ?

Gestion des conflits :

117. Pouvez-vous citer des cas où la collaboration entre les divers intervenants a permis de régler des problématiques forestières locales ?
118. Pouvez-vous nous parler des façons de résoudre les désaccords ?

Changements climatiques & adaptation :

Compréhension & considération :

119. Considérez-vous les CC comme une menace pour votre activité ? Une opportunité ?
120. Comment qualifiez-vous l'ampleur de cette menace ? (Peu alarmante, Faible, Forte, Prioritaire)
121. Avez-vous des appréhensions concernant les risques des CC (feux, ravageurs, tempêtes, sécheresse) ?

Répercussions/Impacts :

122. Aujourd'hui en scierie il vaut mieux traiter du bois en quantité ou en qualité ?

Adaptation :

123. Dans quelle mesure considérez-vous les CC dans vos activités ?
124. Que pensez-vous de l'innovation actuelle avec le développement de la chimie verte ou des filières concernant les chaudières à biomasse ?
125. Avez-vous déjà effectué des changements pour anticiper un changement dans le marché ?
126. Quelles sont les raisons qui vous ont amenés à faire ces modifications ?

Freins à l'adaptation :

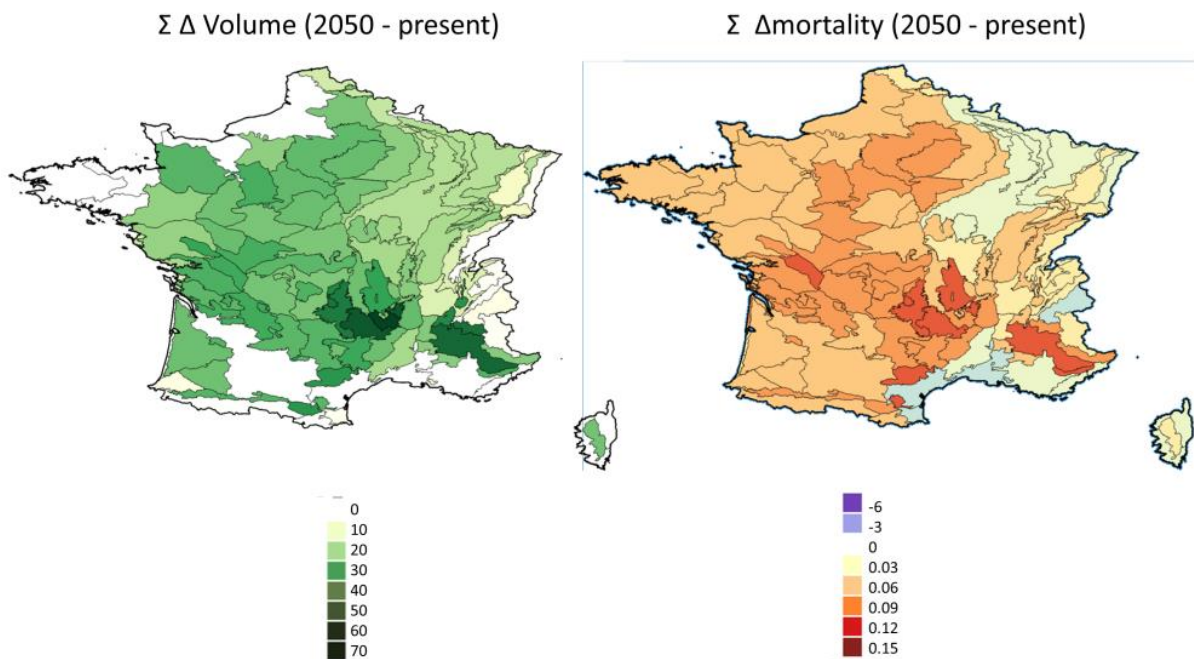
127. Selon vous, la politique de gestion des risques liés aux CC dans votre région d'action est-elle faible, suffisante ou pionnière ?
128. Selon vous, quels sont les freins (écologiques, économiques, politiques, sociaux) à la mise en place de politique d'adaptation ?

IV. Model for climatic exposure :



Climatic exposure (10 GCM averaged for 8 variables)

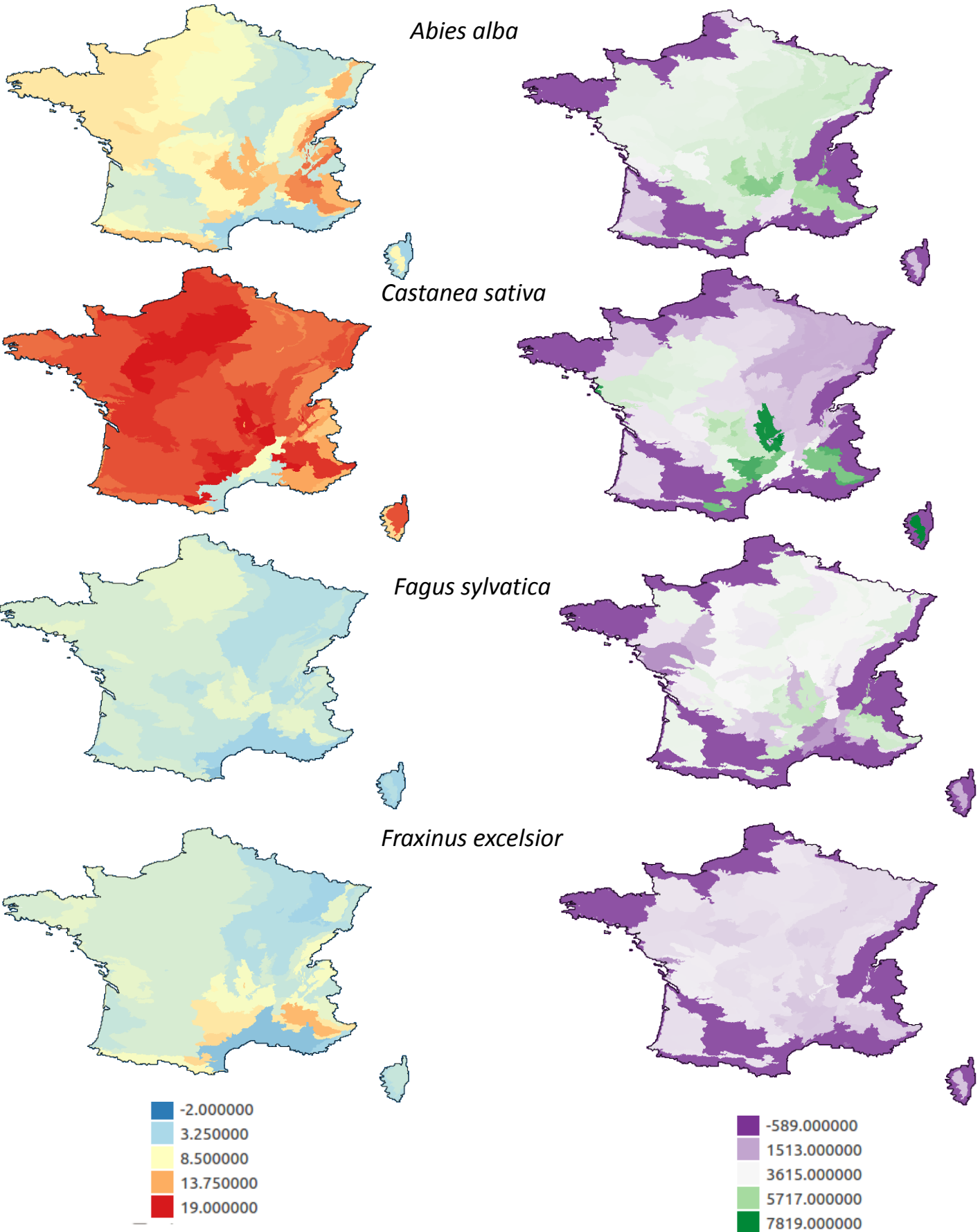
V. Ecological models for productivity and mortality predictions:



VI. Maps of productivity and mortality predictions for the 12 evaluated species:

Δ Mortality 2050 - present

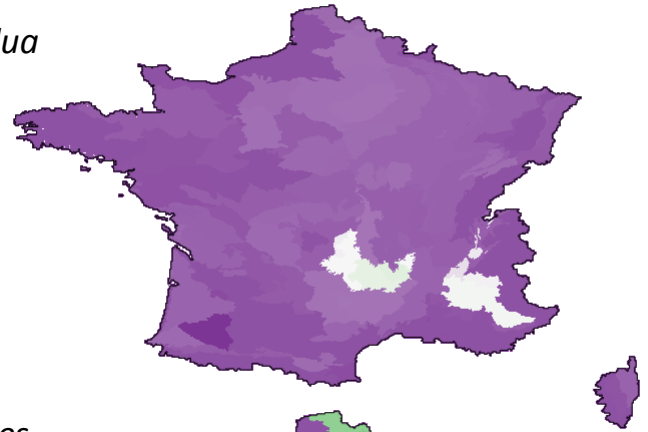
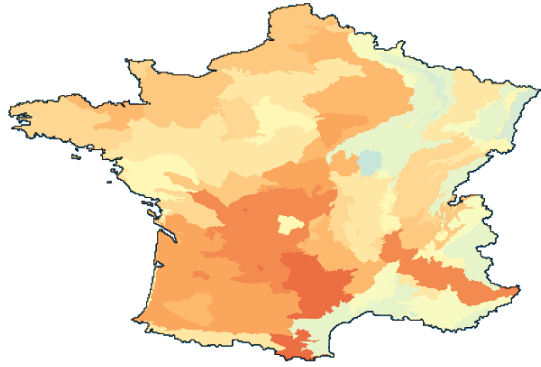
Δ Volume 2050 - present



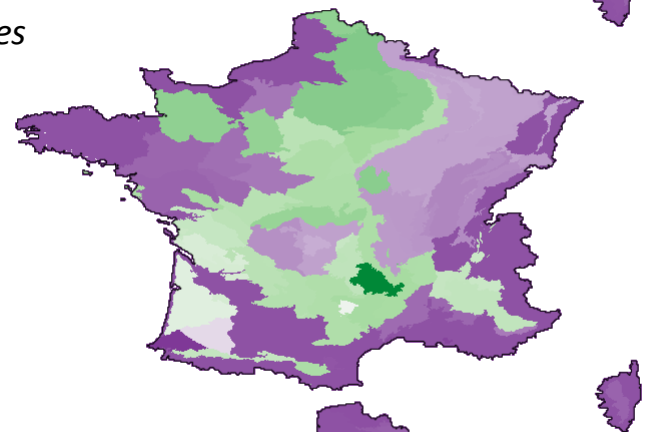
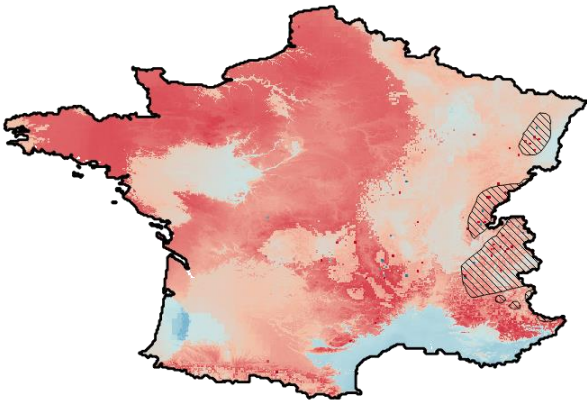
Δ Mortality 2050 - present

Δ Volume 2050 - present

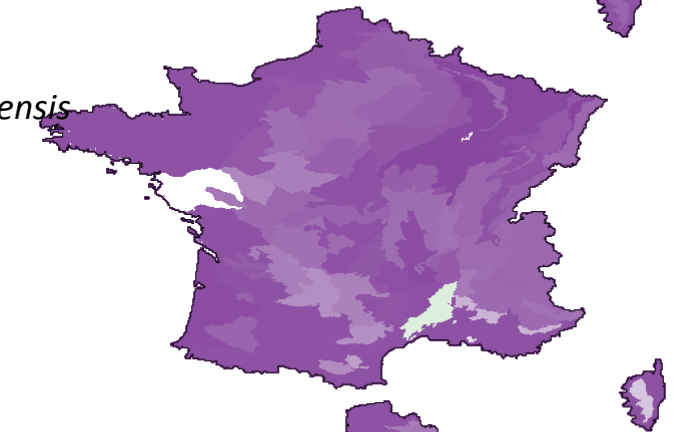
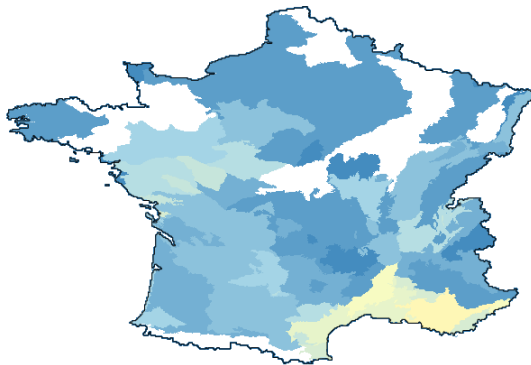
Larix decidua



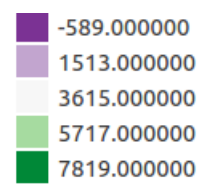
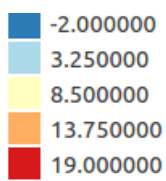
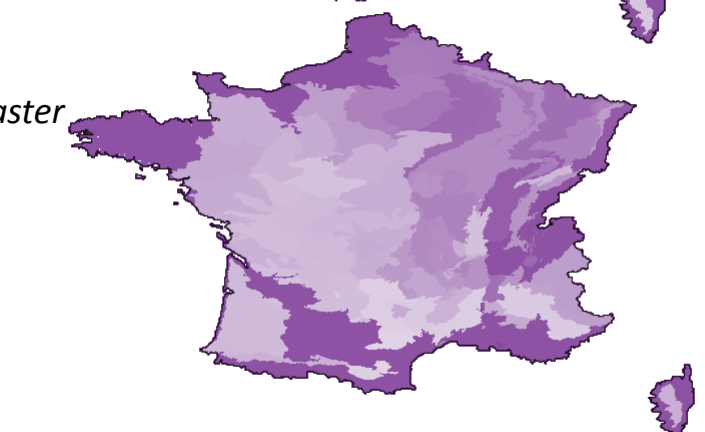
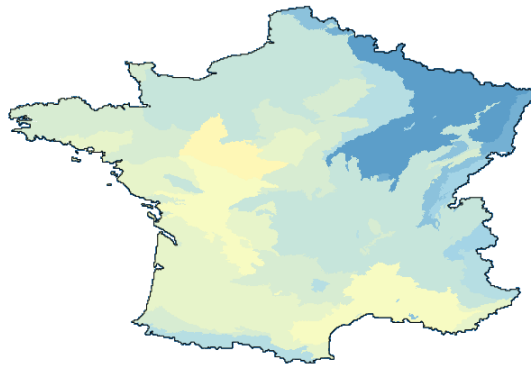
Picea abies



Pinus halepensis



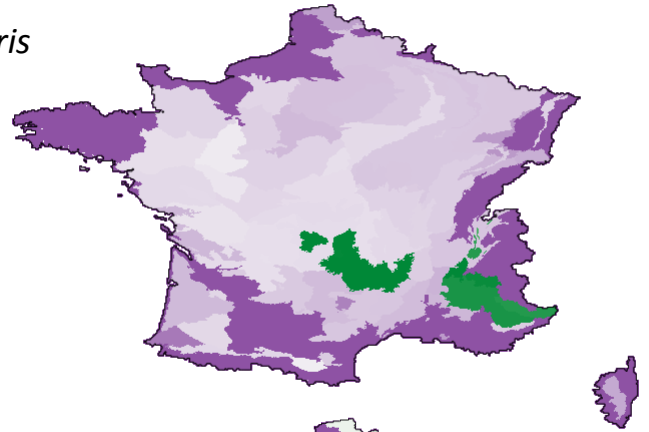
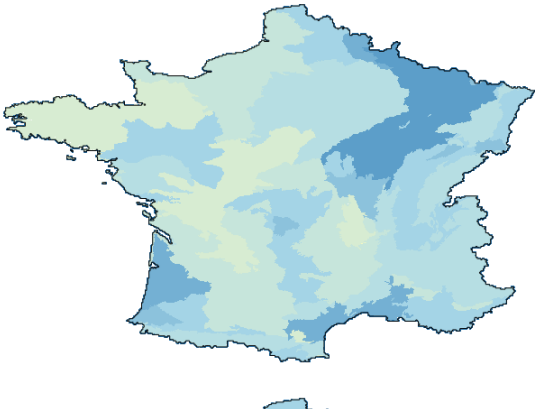
Pinus pinaster



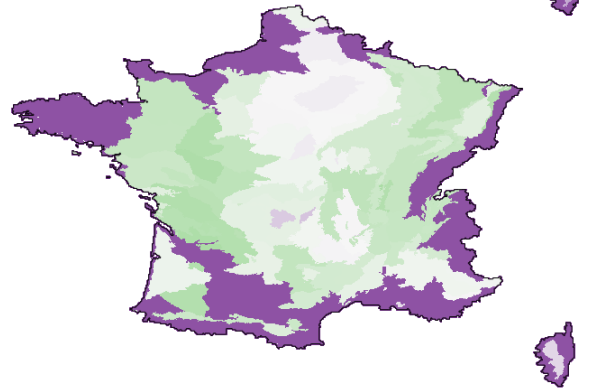
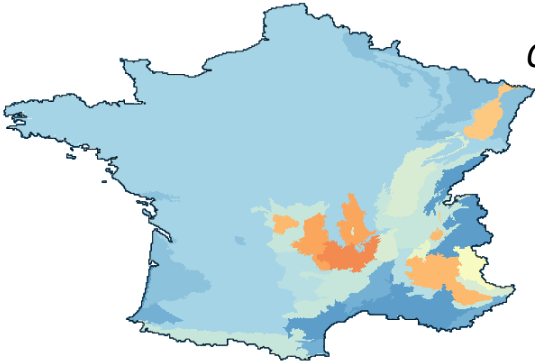
Δ Mortality 2050 - present

Δ Volume 2050 - present

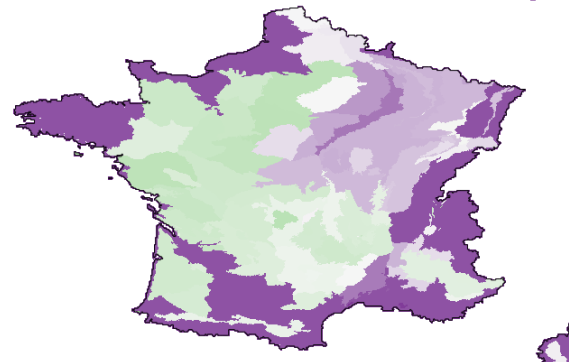
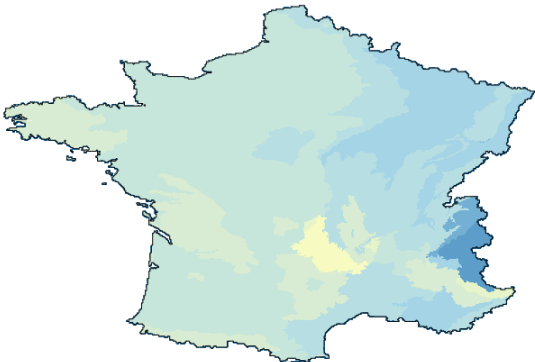
Pinus sylvestris



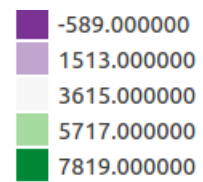
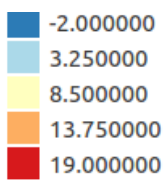
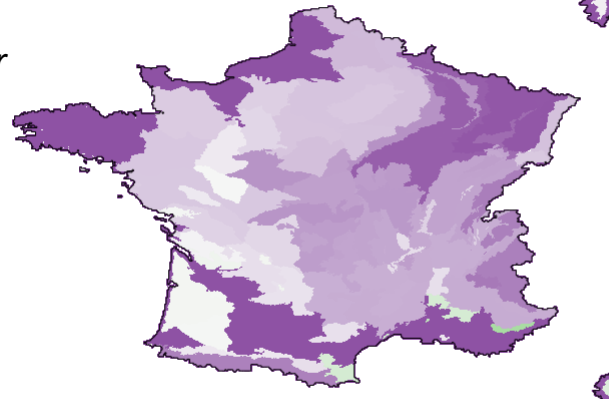
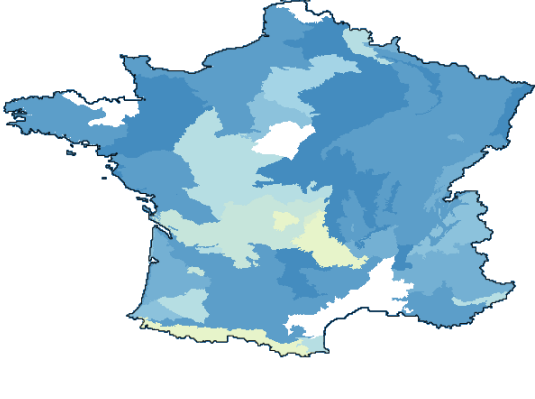
Quercus petraea



Quercus robur



Quercus suber



VII. Tables of score data of AC analysis :

a) Capital scores per forest SES for capital levels spider graphs representation

	Social	Resources	Governance	Natural
Fontainebleau	3,14583333	0,70833333	1,82196429	1,18571429
Landes	0,37099167	1,63023611	0,33866071	-0,92142857
Morvan	0,28620833	0,98908333	0,0333869	1,05714286
Alpes	0,3491228	0,50897361	-0,12239286	0,77857143
Var	0,13722917	-0,65351556	0,20800744	2,22142857

b) Criteria scores per forest SES for specific spider graph representation

Indicators / Forest SES	Actors network & interactions	Common rules, norms & sanctions	Climate change perception & learning capacity
Fontainebleau	1,2	1,0	0,9
Landes	0,2	0,0	0,1
Morvan	0,1	0,2	0,0
Alpes	0,5	-0,2	0,0
Var	0,0	-0,2	0,3

Indicators / Forest SES	Human & economical potential	Investment potential	Technical & technological development
Fontainebleau	-0,2	-0,5	1,4
Landes	0,0	0,6	1,1
Morvan	0,4	0,2	0,4
Alpes	0,5	-0,4	0,4
Var	-0,3	-0,4	0,0

Indicators / Forest SES	Institutional organisation, collaboration & trust	Action hability	Planification hability
Fontainebleau	0,9	0,4	0,5
Landes	-0,2	0,4	0,1
Morvan	0,2	-0,2	0,1
Alpes	-0,2	-0,1	0,2
Var	0,0	0,3	0,0

Indicators / Forest SES	Forest capacity, health & ecosystem functioning	Forestry practices choices	Climate impacts estimation
Fontainebleau	0,2	1,0	0,0
Landes	0,4	-1,6	0,3
Morvan	0,9	0,2	0,0
Alpes	0,4	0,6	-0,3
Var	0,8	1,2	0,3

VIII. Adaptive capacity analysis table :

Capital	Hypothèses de recherche par capital	Critères	Indicateurs	Références	Postulats
A Social	Hyp A : Un capital social diversifié, connecté et impliqué assure une dynamique de fond pour la capacité adaptative (Adger 2003)	A1. Réseaux d'acteurs et Relations collectives	A1a. Diffusion et accès à l'information	(Olsson et al. 2004; Folke et al. 2005; Williamson et al. 2012)	La diffusion régulière et claire d'informations à travers divers support pour faciliter l'accès à l'information permet une propagation de la connaissance et favorise l'éducation de la population
			A1b. Transmission savoir local et patrimoniale	(Magnan 2014)	La présence d'une dynamique générationnelle avec un transfert des savoirs locaux et une valorisation du patrimoine permet une sensibilisation et le maintien de connaissances "officieuses"
			A1c. Présence d'une histoire sylvicole		L'existence d'une histoire sylvicole dans la région suppose un attachement à la culture forestière et un engagement local plus fort
			A1d. Présence d'expérimentations collectives et partage des savoirs acquis		Une dynamique expérimentale permet l'acquisition régulière de nouvelles connaissances et suppose une ouverture d'esprit à l'apprentissage, l'aspect collectif renforce la connectivité avec un transfert rapide des connaissances acquises
			A1e. Présence ou potentialité d'un engagement et d'une mobilisation collective	(Williamson et al. 2012)	La présence d'un engagement collectif sous-entend une force collective pour les réflexions, la prise de décision et la mise en place d'actions
			A1g. Présence de réseaux informels	(Dedeurwaere 2005; Pahl-Wostl 2009; Ravera et al. 2011)	Les partenariats et collaboration favorise la connectivité au sein du réseau, même si celle-ci ne sont pas officielles, la présence de petite collaborations entre acteurs locaux supposent une dynamique collective, une confiance et une solidarité au sein des acteurs et facilite l'apprentissage
		A2. Règles communes, Normes et Sanctions	A2a. Présence de normes officielles	(Olsson et al. 2004)	La présence de normes officielles donne un cadre d'action aux politiques locales et permet de dresser un chemin directeur pour les acteurs locaux et développe la confiance entre les acteurs
			A2b. Présence de règles communes informelles	(Ostrom & Cox 2010)	La présence de règles communes informelles met en évidence une communication entre les acteurs locaux, une certaine forme d'accord et de confiance. Possibilité d'émergence de projet et de leadership.
			A2c. Respect des normes et règles	(Anderies et al. 2004; Williamson et al. 2012)	Un respect des règles en place met en évidence une confiance de la part des locaux, un engagement et un sentiment d'appartenance

			A2d. Existence de sanctions appropriées	(Ostrom 1990)	Des sanctions et barèmes appropriés donnent un sentiment de légitimité aux utilisateurs et favorise l'acceptation sociale
		A3. Perception et Capacité d'apprentissage	A3a. Relation émotionnelle à la forêt		L'existence d'une relation émotionnelle au système écologique local favorise le lien homme-nature et par conséquent renforce les bases du SES et de sa capacité adaptative
			A3b. Perception des risques et prise de conscience	(Williamson et al. 2012; Montpetit 2014)	Une perception réelle du risque favorise l'implication des individus et limite le déni. Une bonne perception permet de limiter la sous-estimation du risque et favorise l'investissement des communautés
			A3c. Existence d'un apprentissage "single loop"	(Folke et al. 2005; Armitage et al. 2008)	La présence de la première boucle d'apprentissage met en évidence que les populations se posent la question : Faisons-nous les choses bien ?
			A3d. Existence d'un apprentissage "double loop"	(Armitage et al. 2008)	La présence de la seconde boucle d'apprentissage mène plus loin dans la prise de conscience et montre un questionnement: Faisons-nous les bonnes choses?
			A3e. Existence d'un apprentissage "triple loop"	(Armitage et al. 2008; Pahl-Wostl 2009)	La présence de la troisième boucle d'apprentissage montre que le SES est dans une dynamique de changement/adaptation : if rightness buttressed by mightiness and/or mightiness buttressed by rightness ?
			A3f. Acceptation des CC et projections dans l'avenir	(Magnan 2014)	L'acceptation du risque représente la première étape dans l'entreprise de démarche. La projection dans l'avenir favorise ensuite les démarches d'anticipation (= cœur de l'adaptation)
			A3g. Responsabilisation face à la problématique / Reconnaissance de la nécessité d'entreprendre des actions	(Michaels & Tyre 2012)	Les individus doivent se sentir concernés et se responsabiliser face à la problématique pour ne pas rejeter la prise d'action sur les autres parties prenantes. Une responsabilisation renforce la reconnaissance de la problématique et favorise la prise de mesures
			A3h. Existence d'une mémoire sociale	(Folke et al. 2005)	La présence d'une mémoire sociale collective offre un contexte de réponse sociale commune
				B1a. Quantité et bonne qualité des essences exploitées, valeur marchande	
			B1b. Diversification de l'industrie	(Davidson et al. 2003; Magnan	Une diversification de l'industrie locale/nationale limite la dépendance à un secteur et laisse la porte ouverte à de

B Ressour ces	Hyp B : La disponibilité des ressources (financières, technologiques et humaines) favorise la mise en place d'actions économiques et de recherche	B1. Economique et Humain		2014)	nouveaux marchés
			B1c. Existence d'une concurrence inter secteur et intra secteur	(Williamson et al. 2012)	Une concurrence inter secteur et intra secteur peut créer une dynamique dans le marché et permettre l'évolution de l'industrie. Une trop forte compétition peut pénaliser certaines industries pour la mise en place de stratégie de planification
			B1d. Position économique forte de la filière localement	(Nelson et al. 2007)	Une dépendance économique forte de la région vis-à-vis du secteur implique sérieusement les institutions dans la mise en place de mesure pour valoriser et préserver les ressources locales
			B1e. Impact de l'activité touristique		Une intense activité touristique locale peut affaiblir la capacité adaptative
			B1f. Dépendance vis-à-vis du marché externe	(Brooks et al. 2005; Nelson et al. 2007; Williamson et al. 2012)	Un marché économique qui dépend majoritairement de l'extérieur devient plus vulnérable
			B1g. Force de travail	(Magnan 2014)	Une région avec une masse salariale importante dans le secteur et un revenu moyen élevé suppose une filière active et dynamique avec des possibilités d'évolution et/ou adaptation
			B1h. Formation et compétences présentes/proposées	(Nelson et al. 2007)	La proposition de formations adaptées et de possibilité d'augmenter ses compétences permet de former des personnels et techniciens avertis
			B1i. Vocation chez les jeunes	(Nelson et al. 2007)	Un secteur attractif pose les bases pour maintenir une dynamique future avec une vocation chez les jeunes générations
		B2. Potentiel d'investissement	B2a. Existence d'un système d'assurances		L'existence d'un système d'assurance est à la base des actions d'anticipation, elle prouve la prise de conscience et l'investissement. De plus, la présence de système d'assurance facilite la résilience du système en garantissant une ressource économique en cas de perturbation.
			B2b. Existence d'un budget pour la mise en place de stratégies / Capacité de mobilisation de fonds	(Olsson et al. 2004; Nelson et al. 2007; Williamson et al. 2012)	La disponibilité de ressources financières pour aider la mise en place d'actions stratégiques favorise la capacité adaptative locale
			B2c. Existence d'un système fiscal adapté		L'existence d'un système fiscal adapté permet de créer une politique d'incitation et favoriser l'action des acteurs
			B2d. Présence d'infrastructures pour lutter face aux risques		La présence d'infrastructures pour lutter face aux risques révèle une prise en compte des populations et des institutions et favorise la rapidité d'action

			B2e. Diversité des sources de financements	(Olsson et al. 2004; Nelson et al. 2007; Magnan 2014)	Une diversité de source de financements, comme une diversification industrielle, permet de ne pas dépendre d'un seul apport et de pouvoir se rabattre sur une source alternative en cas d'effondrement d'un budget ou d'une ressource
		B3. Techniques et technologiques	B3a. Synthèse et mobilisation des connaissances pour la gestion/exploitation/commercialisation	(Olsson et al. 2004; Armitage et al. 2008)	L'existence d'un système de synthèse des connaissances de recherche et de leur diffusion favorise la dynamique de recherche et d'apprentissage locale, et renforce le lien recherche-société
			B3b. Investissement en recherche et développement	(Brooks et al. 2005)	L'investissement en recherche favorise l'engrangement de connaissances, la mise en place d'expérimentations et augmente par conséquent l'apprentissage
			B3c. Mise en place d'expérimentations	(Brooks et al. 2005)	L'expérimentation reste toujours la première étape dans la recherche de nouveaux systèmes de gestion, essentiel en contexte d'adaptation
			B3d. Présence d'infrastructures de recherche	(Williamson et al. 2012)	La présence proche d'infrastructure permet d'ancrer une dynamique de recherche sur le territoire et favorise la mise en place d'expérimentations et le lien entre gestionnaires et chercheurs
C Gouvernance	Hyp C : Un bon système de gouvernance facilite la mise en œuvre efficace de mesures d'apprentissage ou d'actions stratégiques concrètes	1. Organisation et collaboration	C1a. Représentativité des pouvoirs aux différents niveaux hiérarchiques	(Magnan 2014)	Une représentativité des acteurs et des enjeux aux différents niveaux hiérarchiques des politiques facilite la mise en place de règlement ou politiques d'actions
			C1b. Densité des liens (même au-delà de la région) (collaboration entre différents types d'acteurs à différentes échelles)	(Olsson et al. 2004; Folke et al. 2005; Pahl-Wostl 2009; Ravera et al. 2011)	Une diversité des acteurs et des institutions avec un réseau connecté favorise le transfert d'informations et de connaissances, cela permet de maximiser le phénomène d'apprentissage et accélérer la mise en œuvre d'actions
			C1c. Partage du pouvoir et de l'information	(Brooks et al. 2005; Folke et al. 2005; Pahl-Wostl 2009)	Le partage du pouvoir limite l'effet de "dictature" et permet une diversité de point de vue
			C1d. Existence d'une confiance entre les différents niveaux de gouvernance	(Pelling & High 2005)	Une confiance entre les différentes parties prenantes rend les collaborations plus efficaces et limite l'effet de méfiance et de peur dans l'application de nouvelles mesures face aux risques
			C1e. Efficacité des mécanismes de prise de décision	(Brooks et al. 2005; Williamson et al. 2012)	Un SES avec un processus de prise de décision efficace sera plus rapide et pertinent dans la mise en place d'actions et permettra de limiter les impacts des perturbations
			C1f. Existence	(Folke et al.	Un bon leadership favorise les

			d'un leadership efficace	2005; Gupta et al. 2010; Ravera et al. 2011; Williamson et al. 2012)	collaborations entre les acteurs et permet le co-management, il stimule les acteurs et leur improvisation, et il apporte une vision à long terme
			C1g. Dépendance des décisions locales vis-à-vis des drivers externes	(Ravera et al. 2011)	Une région qui peut prendre des décisions localement sans dépendre de conditions externes est plus à même de développer des stratégies locales efficaces
			C1h. Transparence des mécanismes de mise en œuvre de stratégies et plans	(Ravera et al. 2011; Williamson et al. 2012)	Des interactions et des mécanismes de décision transparents développe le pouvoir de formation de politiques intégrées et appropriées
		C2. Habilité à agir	C2a. Existence de mécanismes de gestion des conflits	(Anderies et al. 2004; Olsson et al. 2004)	Les situations d'incertitudes et de crises peuvent générer des conflits au sein des SES, pour mettre en place des politiques efficaces il est important de bien gérer les conflits afin de favoriser la collégialité et maximiser les gains pour toutes les parties
			C2b. Existence de mécanismes de gestion des urgences	(Ostrom 1990)	Les variations interannuelles résultantes du changement climatique peuvent engendrées des catastrophes de grandes ampleurs, il est important d'être capable de gérer ces urgences de grande échelle rapidement et efficacement pour limiter les effets en chaîne
			C2c. Capacité à répondre rapidement et efficacement	(Brooks et al. 2005; Folke et al. 2005; Pelling & High 2005; Armitage et al. 2008)	Dans un contexte de risque et d'incertitude, une bonne capacité à répondre rapidement et improviser et cruciale pour limiter les impacts
		C3. Habilité à planifier	C3a. Leçons apprises par gestion ou action		Dans les cas où la communauté du SES a subi une crise, la communauté peut avoir tiré des leçons de cette expérience. Plus la communauté a appris de ces précédentes expériences plus elle a de chance d'être capable de réagir efficacement en situation nouvelle de crise
			C3b. Existence de mécanisme de suivi et de rétroaction	(Olsson et al. 2004; Ostrom 2009)	L'existence de mise en place de mécanismes de suivi des systèmes et de programme de rétroaction en fonction des suivi facilite les politiques et es actions dans les cas nécessaires d'interventions
			C3c. Développement de partenariat		Le développement de partenariat favorise le partage et le transfert des connaissances, ressources et la confiance entre les acteurs
			C3d. Flexibilité de la réglementation	(Camacho 2010; Magnan 2014)	Compte tenu des incertitudes, les institutions doivent garder l'esprit ouvert et permettre une flexibilité dans l'élaboration de stratégies pour faciliter

					des ajustements réguliers (adaptive management)
			C3e. Objectifs de gestion et/ou projet pour le territoire bien définis	(Olsson et al. 2004)	La définition d'objectif bien définis pour la communauté maximise le potentiel d'action
			C3f. Diversité dans les propositions de stratégies	(Ostrom 2009)	Dans un contexte incertain il est risqué de miser sur une seule stratégie, une diversification des stratégies à l'échelle locale favorise la résilience de la région
			C3g. Développement de stratégie à court ou long terme	(Brooks et al. 2005)	Le développement de stratégie à long terme plutôt qu'à court terme par les institutions favorise la capacité adaptative en raison de la volonté d'anticipation et la prise de conscience
D Naturel	Hyp D : Un système écologique diversifié, en bonne santé et avec une gestion adaptive possède un potentiel adaptatif plus élevé face aux perturbations	D1. Caractérisation actuelle du système écologique	D1a. Diversité (spécifique et génétique)	(Isbell et al. 2015)	Un système diversifié favorise la résilience et la robustesse du système face aux perturbations
			D1b. Mortalité		Une faible mortalité des essences présentes actuellement démontre d'une bonne capacité de résistance du système
			D1c. Maladie et ravageurs		La présence de maladie ou de ravageurs identifiés rend le système plus sensible aux perturbations
			D1d. Productivité	(Nelson et al. 2007)	Une bonne productivité du système favorise sa capacité adaptative et l'implication des acteurs
			D1e. Proportion natives vs implantées		Une proportion d'essences implantées raisonnable est plus bénéfique pour le système car on suppose que les espèces locales restent la meilleure alternative en termes de capacité adaptative
			D1f. Existence de nombreuses ou fortes crises, affaiblissements		La présence actuelle d'impacts résultants de crises passées suppose un système affaiblit
			D1g. Fonctionnement système / Espèces clés		Un système avec de nombreuses espèces ingénieurs ou clés de voute, avec un bon fonctionnement écologique montrera une capacité adaptative plus forte
		D2. Choix de gestion actuelle	D2a. Diversité des pratiques		Une gestion pratiquée avec diverses pratiques témoigne d'une plasticité dans la gestion et une capacité de modulation de la gestion
			D2b. Monoculture ou culture mixte	(Isbell et al. 2015)	Une monoculture favorise les risques face aux perturbations car le système ne dispose que d'un seul type de robustesse et de réponse à la perturbation
			D2c. Valorisation de la multifonctionnalité		La valorisation de la multifonctionnalité permet de valoriser divers services écosystémiques, de maximiser les ressources attendues et favoriser la bonne santé du système écologique
			D2d. Considération	(Nelson et al. 2007)	La prise en compte du paysage par les gestionnaires permet de limiter la

			paysagère		focalisation de la gestion sur un seul aspect et de favoriser la mosaïque de paysage.
			D2e. Considération environnementale	(Nelson et al. 2007)	La valorisation de la biodiversité et des fonctionnements écologiques favorise la capacité adaptative du système
		D3. Estimation de l'état futur du système écologique	D3a. Mortalité attendue		Une faible mortalité attendue suppose des individus plus aptes à survivre et diminue le risque d'effondrement du système
			D3b. Volume attendu	(Nelson et al. 2007)	Une estimation d'une bonne productivité future assure un investissement des acteurs et une bonne capacité adaptative des espèces
			D3c. Décalage des aires de distribution / Changement d'essence		Lors des projections climatiques, un fort décalage des aires de distribution suppose une forte sensibilité du système écologique et une faible capacité adaptative
			D3d. Maladies et ravageurs attendus		L'estimation d'impacts futurs par des maladies et ravageurs diminue la capacité adaptative du système

Literature of the adaptive capacity analysis table:

Adger, W.N. (2003). Social capital, collective action, and adaptation to climate change. *Econ. Geogr.*, 79, 387–404.

Anderies, J.M., Janssen, M.A. & Ostrom, E. (2004). A framework to analyze the robustness of social-ecological systems from an institutional perspective, 1–28.

Armitage, D., Marschke, M. & Plummer, R. (2008). Adaptive co-management and the paradox of learning. *Glob. Environ. Chang.*, 18, 86–98.

Brooks, N., Adger, W.N. & Kelly, P.M. (2005). The determinants of vulnerability and adaptive capacity at the national level and the implications for adaptation. *Glob. Environ. Chang.*, 15, 151–163.

Camacho, A.E. (2010). Assisted Migration : Redefining Nature and Natural Resource Law Under Climate Change. *Leg. Stud. Res. Pap. Ser.*, 27.

Davidson, D.J., Williamson, T. & Parkins, J.R. (2003). Understanding climate change risk and vulnerability in northern forest-based communities. *Can. J. For. Res.*, 33, 2252–2261.

Dedeurwaerdere, T. (2005). The contribution of network governance to sustainable development. *Les séminaires l'Iddri*, 13, 1–15.

Folke, C., Hahn, T., Olsson, P. & Norberg, J. (2005). Adaptive Governance of Social-Ecological Systems. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 30, 441–473.

Franke, S. (2005). Measurement of social capital.

Gupta, J., Termeer, K., Klostermann, J., Meijerink, S. & Den, M. Van. (2010). Gupta et al The Adaptive Capacity Wheel a method to assess the inherent characteristics of institutions to enable the adaptive capacity of society. *Environ. Sci. Policy*, 13, 459–471.

- Isbell, F., Craven, D., Connolly, J., Loreau, M., Schmid, B., Beierkuhnlein, C., Bezemer, T.M. & Bonin, C. (2015). Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes. *Nature*.
- Magnan, A. (2014). De la vulnérabilité à l'adaptation au changement climatique : éléments de réflexion pour les sciences sociales. In: *Risques côtiers Adapt. des sociétés* (ed. Prouzet, P.). Monaco, pp. 241–274.
- Michaels, S. & Tyre, A.J. (2012). How indeterminism shapes ecologists' contribution to managing socio-ecological systems. *Policy Perspect.*, 5, 289–295.
- Montpetit, A. (2014). Les sciences sociales dans la recherche sur l'adaptation aux changements climatiques: perspectives théoriques et analytiques.
- Nelson, R., Brown, P.R., Darbas, T., Kokic, P. & Cody, K. (2007). The potential to map the adaptive capacity of Australian land managers for NRM policy using ABS data.
- Olsson, P., Folke, C. & Hahn, T. (2004). Social-Ecological Transformation for Ecosystem Management : the Development of Adaptive Co-management of a Wetland Landscape in Southern Sweden. *Ecol. Soc.*, 9.
- Ostrom, E. (1990). *Governing the commons*. Cambridge University Press.
- Ostrom, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science*, 325, 419–22.
- Ostrom, E. & Cox, M. (2010). Moving beyond panaceas: a multi-tiered diagnostic approach for social-ecological analysis. *Environ. Conserv.*, 37, 451–463.
- Pahl-Wostl, C. (2009). A conceptual framework for analysing adaptive capacity and multi-level learning processes in resource governance regimes. *Glob. Environ. Chang.*, 19, 354–365.
- Pelling, M. & High, C. (2005). Understanding adaptation: What can social capital offer assessments of adaptive capacity? *Glob. Environ. Chang.*, 15, 308–319.
- Ravera, F., Tarrason, D. & Simelton, E. (2011). Envisioning adaptive strategies to change: participatory scenarios for agropastoral semiarid systems in Nicaragua. *Ecol. Soc.*, 16, art20–art20.
- Williamson, T., Hessel, H. & Johnston, M. (2012). Adaptive capacity deficits and adaptive capacity of economic systems in climate change vulnerability assessment. *For. Policy Econ.*, 24, 48–54.

Conclusion générale

Depuis une prise de conscience dans les années 90, la vulnérabilité des socio-écosystèmes forestiers face au changement climatique est devenue une question cruciale à l'aube du 21^{ème} siècle. Pour les acteurs du monde forestier il s'agit de trouver des solutions de gestion permettant une limitation des menaces dès aujourd'hui mais également pour les décennies à venir. Face à la vélocité du changement climatique et compte tenu du temps nécessaire aux essences forestières pour migrer, une pratique de gestion a été proposée par la communauté scientifique au début des années 2000, la migration assistée. Cependant la mise en place de stratégies d'adaptation pour les socio-écosystèmes forestiers présente de nombreux freins sociaux, politiques, éthiques et techniques, et la migration assistée n'y fait pas exception. Au cours de cette thèse nous avons donc tenté de mettre en évidence les enjeux et mécanismes présents dans le cadre de l'adaptation face au changement climatique pour le cas des systèmes forestiers français, avec un focus sur la stratégie de la migration assistée.

Dans la première partie, nous avons vu que les conceptions même d'adaptation et de stratégie restent, encore aujourd'hui, complexes, ambigües et difficiles à intégrer par les acteurs de la société. Ainsi, dans un contexte aussi complexe qu'incertain que celui du changement climatique, cette ambiguïté freine grandement la mise en œuvre de nouvelles stratégies. Lors de notre analyse comparative entre la France et le Canada (Chapitre 2), nous avons pu constater que pour les acteurs politiques, l'adaptation est souvent comprise et envisagée comme un objectif précis à atteindre et une attente de résultats spécifiques, entraînant le maintien du *statu quo* dans les pratiques. Dans les grandes lignes, cette conception s'apparente à une approche de « géo-ingénierie » de l'adaptation. Alors que pour les écologues et les biologistes représentant la sphère scientifique, l'adaptation est souvent conçue dans une approche « ingénierie écologique », plus définie par la volonté de maintenir un bon fonctionnement écologique quel qu'en soit les résultats obtenus. L'exemple du Canada a mis en évidence les conséquences de cette différence de conception avec la naissance d'un manque de confiance entre les acteurs. L'asymétrie résultant des différences de conception et d'objectifs engendre ainsi des conflits entre acteurs et peut parfois ralentir l'application de nouvelles pratiques.

Malheureusement, l'adaptation n'est pas la seule notion possédant des difficultés dans sa conception. La migration assistée, elle-même, présente un grand nombre de définitions, et de considérations écologiques et éthiques rendant sa conception et son acceptation difficile. Nous avons vu que la littérature scientifique propose de très nombreuses définitions de la migration assistée. Cependant la plupart d'entre elles sont souvent focalisées sur l'espèce ou l'individu, comme discuté dans les chapitres 1 et 2. Cette rigidité représente un frein dans l'acceptation de cette nouvelle pratique de gestion. Face à la constatation de ce blocage, nous avons proposé une autre approche de la migration assistée avec une conception de cette pratique à l'échelle de l'écosystème et non de l'espèce, *l'ecosystem-centered assisted migration* (ECAM, Chapitre 1). Selon notre opinion, l'acceptation de la migration assistée par l'ensemble des acteurs forestiers serait facilitée avec une approche écosystémique comme celle de l'ECAM. En effet, la focalisation sur l'espèce (*species-centred assisted migration*, SCAM, Chapitre 1) pourrait focaliser l'action sur une considération économique et *in fine*, diminuer la diversité des écosystèmes forestiers par l'augmentation des peuplements mono-spécifiques. De plus, dans un contexte de changement climatique, il nous semble préférable d'adopter des approches plus holistiques dans la gestion des écosystèmes pour favoriser la capacité adaptative.

Dans le cas où la migration assistée serait acceptée et comprise par les acteurs, jusqu'à aujourd'hui la littérature scientifique mettait en évidence un manque d'outil d'application. Cependant dans le chapitre 1, nous avons réussi à démontrer qu'il existait actuellement des outils juridiques, techniques et écologiques permettant des premières pistes pour sa mise en place. Notamment l'utilisation combinée du principe de prévention et du principe de précaution permet de dépasser le débat éthique du « *quand agir ?* ». La migration assistée étant souvent décrite comme une action strictement proactive, elle est de par ce fait considérée comme une manipulation brutale et artificielle de la nature. L'utilisation combinée du principe de prévention et de précaution intègre la prise en compte d'impacts actuels du changement climatique dans le processus de décision et facilite la mise en place de programme de migration assistée. Ainsi le caractère proactif est estompé par le principe de prévention, mais la précaution permet tout de même d'anticiper la dynamique climatique et limiter les futurs impacts (Chapitre 1). Nous avons pu

confirmer notre proposition avec les observations réalisées au Canada sur la mise en place des programmes de migration assistée. En effet, la Colombie Britannique, seul état présentant actuellement des programmes officiels de migration assistée, a basé sa mise en place sur le fait que de nombreux impacts du changement climatique ont été observés sur les écosystèmes forestiers (incendies, *pine beetle*...). Cette approche représente donc une réelle avancée dans les processus d'application de programmes de migration assistée. D'ailleurs, la proposition de ce schéma conceptuel a connu un réel succès à chacune de ses présentations, que ce soit dans des conférences scientifiques ou techniques en France ou lors des présentations devant divers acteurs forestiers au Canada.

Grâce au développement de cette approche dans un tout autre contexte, celui de la compensation écologique au sein du chapitre « *Intégration du facteur climatique dans la compensation écologique : l'exemple des écosystèmes forestiers* » (Annexes 1) incluse dans le livre « *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement* », nous avons pu préciser notre pensée et réaliser des schémas théoriques d'évolution du système avec ou sans application de migration assistée. Dans ce livre, la migration assistée est alors décrite comme une pratique visant à restaurer et renforcer les écosystèmes face à la menace actuelle et future. On parle de restauration proactive, démarche plus facile à accepter par l'ensemble des acteurs. Selon notre opinion, la conception de la migration assistée centrée sur l'espèce doit aujourd'hui être exclusivement réservée aux programmes de conservation pour le cas des espèces menacées. Pour l'adaptation des socio-écosystèmes forestiers et la perpétuité des services écosystémiques il est nécessaire de développer l'ECAM, ou restauration proactive, afin d'éviter les approches technocratique ou économique-centrée.

Ainsi au sein de cette thèse, même si nous n'apportons pas toutes les réponses quant à la mise en œuvre de la migration assistée pour les systèmes forestiers, nous avons proposé des premières pistes intéressantes et des outils pertinents pour une future application. Dans l'avenir, il serait nécessaire de développer des supports plus techniques et scientifiques de ces premières approches conceptuelles. Notamment, l'application de l'ECAM repose sur une approche d'ingénierie écologique, il est donc

nécessaire de faire avancer la recherche sur la question du fonctionnement des forêts et mieux comprendre les interactions et rétroactions complexes présentes dans ces écosystèmes complexes. De plus, le développement de programmes expérimentaux, comme des tests de provenances ou des programmes de migration assistée expérimentaux, permettront d'enrichir nos connaissances sur la capacité adaptative et la plasticité des essences forestières, et enrichir les bases de données forestières, très limitées en France.

Pour ce qui est du cas particulier de la France, aucun programme de migration assistée n'est actuellement implémenté officiellement, que ce soit d'un point de vue expérimental ou dans un cadre réflexif sur sa gestion. Cependant, depuis plusieurs années, cette option soulève un grand intérêt au sein des institutions forestières et sa possible application est souvent un sujet de discussion dans les réunions et workshops (Chapitre 1). Il est vrai que le gradient climatique de la France et la forte fragmentation administrative de la forêt font de la migration assistée une option très intéressante pour la gestion des forêts françaises face au changement climatique. Plus spécifiquement, le MAAF et l'IRSTEA réfléchissent dès à présent aux changements à réaliser dans la publication des prochaines recommandations de zones de provenances pour les semences forestières. Jusqu'à présent les réflexions sur les changements de zones de provenances sont basées principalement sur des modélisations climatique et écologique, et les connaissances bioclimatiques des zones et essences forestières françaises. Néanmoins, nous pensons qu'une approche totalement *top-down* des stratégies d'adaptation peut-être risquée et entraîner des complications de mise en œuvre voire un échec total. Contrairement à la mitigation qui dépend essentiellement des négociations et réflexions institutionnelles à l'échelle internationale ou nationale, l'adaptation ne peut être décrite ni appliquée de façon globale. Elle se construit localement. Effectivement, son développement nécessite de comprendre les socio-écosystèmes localement afin de mettre en évidence les enjeux auxquels ils sont confrontés et dans quelle mesure les acteurs locaux ont la capacité de changer leur pratiques et leur perception de leur environnement. Autrement dit, il est nécessaire d'évaluer leur propre capacité adaptative. C'est dans cette optique que nous avons réalisés l'analyse de cinq socio-écosystèmes forestiers français décrite dans le chapitre 3.

Dans cette analyse, nous avons montré qu'à l'heure actuelle, les acteurs forestiers mettent en place plus facilement des stratégies favorisant la robustesse que des stratégies plus complexes de résilience globale ou de transformabilité. Comme dans les conceptions des politiques et des institutionnels à l'échelle nationale, sur le terrain les rares stratégies d'adaptation face au changement climatique mises en place par les acteurs restent très spécifiques avec des changements de pratiques et de pensées souvent limités. L'objectif attendu est essentiellement le maintien de la production de bois ou d'un autre service écosystémique ayant une rentabilité économique équivalente. Cette observation n'est pas étonnante, les préférences humaines favorisent souvent les services de production aux services de support ou de culture (Rodríguez et al. 2006). En réalité, nous sommes dans une démarche décrite par Carpenter et al. (2001), comme une « *résilience de quoi et par rapport à quoi ?* » (« *Resilience of what to what ?* »), avec une résilience développée de manière très spécifique pour protéger un service donné d'une perturbation donnée. Les acteurs sont souvent réticents à l'approche de résilience non spécifique ou écologique comme l'appelle Holling (1973) qui intègre une dimension plus holistique et plastique du système. Afin d'illustrer mes propos, je propose de faire le parallèle entre la médecine et l'écologie. Pour favoriser les défenses immunitaires et diminuer les risques de maladies, il est recommandé aux individus des pratiques d'hygiène de vie. Cependant, il ne peut être assuré à un individu ayant une hygiène de vie exemplaire (régime alimentaire équilibré, bonne condition sportive, non-fumeur...) qu'il ne sera atteint d'aucune maladie au cours de sa vie. L'idée de mettre en place des pratiques régulières et coûteuses sans la garantie de résultats n'est pas facilement envisageable par les individus. Dans le monde forestier, c'est la même chose. Les forestiers ont du mal à accepter d'investir dans des pratiques coûteuses et remettre en question leurs connaissances sans que les scientifiques ne puissent leur assurer la survie de leur forêt dans les conditions environnementales futures, qui restent incertaines. Seulement, face à une menace comme celle du changement climatique, la conception des stratégies d'adaptation se doit de sortir de la vision technocratique ou centrée sur des essences forestières spécifiques dans laquelle les forestiers sont aujourd'hui si confiants.

Selon les auteurs (Berdoulay and Soubeyran 2014), l'adaptation devient le moment où l'on s'adapte en transformant radicalement la vision moderne des relations société-nature et les actions qui en découlent. On peut donc se demander si la question de la résilience, aujourd'hui présente dans tous les discours, est encore d'actualité ? En réalité, dans le contexte du changement climatique le concept de résilience est très difficilement applicable. La résilience représente la capacité d'un corps ou d'un système à retrouver son état de référence après une perturbation. Cependant le changement climatique ne représente pas une perturbation ponctuelle comme le feu ou le gel, c'est une pression constante. Il nous semble donc évident que la transformation des socio-écosystèmes est une stratégie d'adaptation à envisager sérieusement. Seulement l'idée de la transformabilité reste une notion très récente et encore trop théorique. Initialement, la transformabilité a d'abord été développée comme une continuité de la résilience lorsque la pression sur le système devenait trop forte. A présent de nouvelles pistes de réflexion montre que les mécanismes et dynamiques nécessaires pour mettre en place la résilience ne sont pas les mêmes que ceux pour la transformabilité, même si aujourd'hui ils sont politiquement décrits comme équivalents. Nous avons d'ailleurs vu dans l'analyse de nos cinq socio-écosystèmes qu'une forte résilience peut même représenter une barrière à la transformabilité (notamment dans le cas des Landes). Sachant que la pression du changement climatique sera de plus en plus présente dans les décennies à venir, une analyse des dynamiques de transformabilité dans le monde forestier et des mécanismes socio-écologiques associés représente sûrement une prochaine étape de recherche.

Dans le chapitre 3, afin d'évaluer la capacité adaptative des socio-écosystèmes forestiers nous avons également développé une méthode basée sur l'estimation des capitaux locaux. Cette méthode, totalement originale, a permis de mettre en évidence les enjeux locaux et caractéristiques des différentes régions françaises sélectionnées. En outre, cet outil mériterait d'être amélioré lors d'une suite de projet, afin de préciser l'estimation des capitaux par une spécification des indicateurs et également afin de mieux concevoir les dynamiques internes de ces socio-écosystèmes. Pour commencer, une réorganisation et une réévaluation des critères et des indicateurs de la grille d'analyse seraient nécessaires, en se basant sur plus de littérature, sur les résultats obtenus lors des premières campagnes et l'ajout d'un regard plus

interdisciplinaire via des collaborations, représenteraient une réelle force pour ce type de méthode. En effet, une collaboration avec des disciplines comme l'économie, la sociologie ou la géographie permettrait de mieux cerner les caractéristiques de chacun des capitaux et renforcer leur évaluation. Ensuite, la première application de cette méthode a montré certaines limites sur le terrain. Notamment quant à l'accès aux acteurs des différentes régions. Afin de maximiser cet accès et atteindre des informations plus pertinentes et honnêtes, il serait intéressant d'envisager des secondes visites dans les régions. La première visite ne représenterait alors qu'une analyse préliminaire. Elle permettrait de créer une confiance avec les acteurs locaux, comme l'a montré le cas du Var où deux visites ont été effectuées, mais également déterminer un premier schéma des dynamiques locales et spécifier les points stratégiques d'analyse pour la seconde visite.

Nous avons construit cette étude autour de l'idée de la capacité adaptative des socio-écosystèmes forestiers et plus spécifiquement sur la capacité de mettre en place des programmes de migration assistée. Cependant, les voies de réflexion empruntées par les écologues et les voies politiques ne semblent pas se rejoindre jusqu'à aujourd'hui. A l'inverse, une dynamique ou un potentiel d'adaptation locale peut même être voué à l'échec de par des choix politiques. C'est ce qu'on observe aujourd'hui avec le bois-énergie. Cette question n'a été que très légèrement abordée au cours de cette thèse. Pour les politiques nationales cette nouvelle pratique représente un nouvel essor pour la filière bois et possède un potentiel pour l'adaptation face au changement climatique. Cependant, comme nous l'avons brièvement évoqué dans le chapitre 3, la mise en place de cette stratégie pose de nombreuses questions pour les enjeux locaux des socio-écosystèmes, amenant la gestion forestière à réaliser un pas en arrière d'un point de vue des nouvelles pratiques sylvicoles et de la préservation des ressources génétiques. Un suivi des conséquences de la mise en place à grande échelle de la stratégie du bois-énergie en France, à court et moyen terme, ouvre la voie d'une réflexion sur les choix politiques forestiers et sur la possible domination d'une pensée économique-technocratique fortement ancrée dans la gestion forestière.

Bibliographie générale

- Adger, N. W., S. Dessai, M. Goulden, M. Hulme, I. Lorenzini, D. R. Nelson, L. Otto Naess, J. Wolf, and A. Wreford. 2009. Are there social limits to adaptation to climate change? *Climatic Change* 93:335–354.
- Adger, W. N. 2003. Social capital, collective action, and adaptation to climate change. *Economic geography* 79:387–404.
- Adger, W. N. 2006. Vulnerability. *Global Environmental Change* 16:268–281.
- Agence Alpes-Maritimes/Var Service Bois. 2012. Étude de la ressource forestière des forêts publiques du Var.
- Aitken, S. N., and M. C. Whitlock. 2013. Assisted Gene Flow to Facilitate Local Adaptation to Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 44:367–388.
- Anderies, J. M., C. Folke, B. Walker, and E. Ostrom. 2013. Ecology and Society: Aligning Key Concepts for Global Change Policy: Robustness, Resilience, and Sustainability. *Ecology and Society* 18.
- Arnould, P., P. Marty, and L. Simon. 2002. Deux siècles d'aménagements forestiers: Trois situations aux marges meridionales de la France. *Eria* 58:251–267.
- Aubin, I., C. M. Garbe, S. Colombo, C. R. Drever, D. W. McKenney, C. Messier, J. Pedlar, M. A. Saner, L. Venier, A. M. Wellstead, R. Winder, E. Witten, and C. Ste-marie. 2011. Why we disagree about assisted migration : Ethical implications of a key debate regarding the future of Canada's forests. *The Forestry chronicle* 87.
- Barrett, S., and A. Dannenberg. 2012. Climate negotiations under scienti fi c uncertainty. *Pnas* 109:17372–17376.
- Barthod, C. 1998. Politique Forestière et Montagne en France. *Revue forestière francaise* 50:215–227.
- Benito-Garzón, M., S. Deleuze, and J. F. Fernández-Manjarrés. (n.d.). Estmating exposure and sensitivity of trees to climate change along environmental gradients using non-repeated sampling data. *Ecological Application*.
- Benito-Garzón, M., and J. F. Fernández-Manjarrés. 2015. Testing scenarios for assisted migration of forest trees in Europe. *New Forests*.
- Benito-Garzón, M., M. Ha-Duong, N. Frascaria-Lacoste, and J. Fernández-Manjarrés. 2013. Habitat Restoration and Climate Change: Dealing with Climate Variability, Incomplete Data, and Management Decisions with Tree Translocations. *Restoration Ecology* 21:530–536.
- Benito-Garzón, M., P. W. Leadley, and J. F. Fernández-Manjarrés. 2014. Assessing global biome exposure to climate change through the Holocene-Anthropocene transition. *Global Ecology and Biogeography* 23:235–244.
- Berdoulay, V., and O. Soubeyran. 2014. Adaptation, science de la durabilité et pensée planificatrice.

- Natures Sciences Sociétés 22:114–123.
- Berkes, F., and C. Folke. 1998. *Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience* Cambridge . . New York.
- Biggs, R., M. Schlüter, and M. L. Schoon. 2015. *Principles for Building Resilience: Sustaining Ecosystem Services in Social-ecological Systems* Cambridge .
- Boisseaux, T. 1986. Influence de l'origine génétique (landaise ou ibérique) des peuplements de pin maritime sur les dégâts causés par le froid de janvier 1985 au massif forestier aquitain. *Ecole Nationale des Ingénieurs des Travaux des Eaux et Forêts*.
- Bourdieu, P. 1986. The forms of capital. Pages 241–258 in J. Richardson, editor. *Handbook of Theory and Research for the Sociology of Education* Westport. . Greenwood.
- Boutefeu, B. 2006. L'aménagement forestier en France: à la recherche d'une durabilité à travers l'histoire. *Vertigo* 6:15.
- Boutefeu, B., and P. Arnould. 2006. Le métier de forestier: entre rationalité et sensibilité. *Environnement Culture et Société*.
- Brooker, R., A. Britton, A. Gimona, J. Lennon, and N. Littlewood. 2011. Literature review : species translocations as a tool for biodiversity conservation during climate change. 2011.
- Camacho, A. E. 2010. *Assisted Migration : Redefining Nature and Natural Resource Law Under Climate Change*. Legal Studies Research Paper Series 27.
- Carpenter, S. R., F. Westley, and M. G. Turner. 2005. Surrogates for Resilience of Social–Ecological Systems. *Ecosystems* 8:941–944.
- Carpenter, S., B. Walker, J. M. Anderies, and N. Abel. 2001. From Metaphor to Measurement : Resilience of What to What ? *Ecology and Society*:765–781.
- Collins, S. L., S. R. Carpenter, S. M. Swinton, D. E. Orenstein, D. L. Childers, T. L. Gragson, N. B. Grimm, J. M. Grove, S. L. Harlan, J. P. Kaye, A. K. Knapp, G. P. Kofinas, J. J. Magnuson, W. H. McDowell, J. M. Melack, L. a Ogden, G. P. Robertson, M. D. Smith, and A. C. Whitmer. 2011. An integrated conceptual framework for long-term social–ecological research. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:351–357.
- Cooney, R. 2004. *The Precautionary Principle in Biodiversity Conservation and Natural Resource Management: an issues paper for policy-makers, researchers and practitioners*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. xi + 51pp.
- Dalrymple, S. E., and A. Broome. 2010. The importance of donor population identity and habitat type when creating new populations of small *Melampyrum sylvaticum* from seed in Perthshire , Scotland. *Conservation evidence* 7:1–8.
- Dalrymple, S. E., G. B. Stewart, and A. S. Pullin. 2011. Are re-introductions an effective way of mitigating against plant extinctions? CEE review 07-008 (SR32) Collaboration for Environmental Evidence:

www.environmentalevidence.org/SR32.html.

- Décamps, H. 2005. Entretien Michel Badré: "la forêt au rythme des sciences et de la société." *Natures Sciences Sociétés*.
- Decrop, G. 1997. De l'expertise scientifique au risque négocié, le cas du risque en montagne. Cemagref Editions.
- Delzon, S., M. Urli, J. C. Samalens, J. B. Lamy, H. Lischke, F. Sin, N. E. Zimmermann, and A. J. Porté. 2013. Field evidence of colonisation by holm oak, at the Northern Margin of its distribution range, during the anthropocene period. *PLoS ONE* 8:1–8.
- Département Santé des Forêts. 2012. Pin d'Alep, les principaux problèmes sanitaires. Information santé des forêts:4 p.
- DRYADE. 2010. Changements climatiques et forêt privée: état des lieux.
- Ducci, F. 2011. *Abies nebrodensis* (Lojac.) Mattei, a model for forest genetic resources conservation. Pages 40–46 in C. Besacier, F. Ducci, M. Malagnoux, and O. Souvannavong, editors. Status of the Experimental network of Mediterranean Forest Genetic Resources. . CRA SEL, Arezzo and FAO-Silva Mediterranea, Rome.
- Dupuis, J., and P. Knoepfel. 2013. The Adaptation Policy Paradox : the Implementation Deficit of Policies. *Ecology* an 18.
- Eskelin, N., W. C. Parker, S. J. Colombo, and P. Lu. 2011. Assessing assisted migration as a climate change adaptation strategy for Ontario ' s forests.
- Evely, a C., I. Fazey, M. Pinard, and X. Lambin. 2008. The Influence of Philosophical Perspectives in Integrative Research: a Conservation Case Study in the Cairngorms National Park. *Ecology and Society* 13:52.
- Fazey, I., and J. Fischer. 2009. Assisted colonization is a techno-fix. *Trends in ecology & evolution* 24:475–476.
- Fernández-Manjarrés, J., and L. Tschanz. 2010. Assisted Colonization: Protect Managed Forests. *Science* 330.
- Fischer, J., and D. . Lindenmayer. 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation* 96:1–11.
- Folke, C. 2006. Resilience: The emergence of a perspective for social–ecological systems analyses. *Global Environmental Change* 16:253–267.
- Folke, C., S. R. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Chapin, and J. Rockström. 2010. Resilience Thinking : Integrating Resilience , Adaptability and Transformability. *Ecology and Society* 15.
- Folke, C., T. Hahn, P. Olsson, and J. Norberg. 2005. Adaptive Governance of Social-Ecological Systems. *Annual Review of Environment and Resources* 30:441–473.

- Frascaria-Lacoste, N., and J. Fernández-Manjarrés. 2012. Assisted Colonization of Foundation Species: Lack of Consideration of the Extended Phenotype Concept-Response to Kreyling et al. (2011). *Restoration Ecology* 20:296–298.
- Gallopín, G. C. 2006. Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. *Global Environmental Change* 16:293–303.
- Global Environment Facility. 2010. Financing Adaptation Action.
- Godard, O. 2010. Dossier « Adaptation aux changements climatiques » – Cette ambiguë adaptation au changement climatique. *Natures Sciences Sociétés* 18:287–297.
- Godefroid, S., C. Piazza, G. Rossi, S. Buord, A.-D. Stevens, R. Agurajuja, 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, and T. Vanderborcht. 2011. How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation* 144:672–682.
- Gomm, R., M. Hammersley, and P. Foster. 2000. *Case Study Method* Sage Publi. . London, UK.
- Gupta, J., K. Termeer, J. Klostermann, S. Meijerink, and M. Van Den. 2010. Gupta et al The Adaptive Capacity Wheel a method to assess the inherent characteristics of institutions to enable the adaptive capacity of society. *Environmental Science & Policy* 13:459–471.
- Hahn, R. W., and C. R. Sunstein. 2005. The Precautionary Principle as a Basis for Decision Making. *The Economists' Voice* 2.
- Hamman, A., and T. Wang. 2006. Potential effects of climate change on ecosystem and tree species distribution in British Columbia. *Ecology* 87:2773–2786.
- Heller, N. E., and E. S. Zavaleta. 2009. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation* 142:14–32.
- Hewitt, N., N. Klenk, A. L. Smith, D. R. Bazely, N. Yan, S. Wood, J. I. MacLellan, C. Lipsig-Mumme, and I. Henriques. 2011. Taking stock of the assisted migration debate. *Biological Conservation* 144:2560–2572.
- Hobbs, R. J., L. M. Hallett, P. R. Ehrlich, and H. a. Mooney. 2011. Intervention Ecology: Applying Ecological Science in the Twenty-first Century. *BioScience* 61:442–450.
- Hoegh-Guldberg, O., L. Hughes, S. McIntyre, D. B. Lindenmayer, C. Parmesan, H. P. Possingham, and C. D. Thomas. 2008. Assisted colonization and rapid climate change. *Science* 321.
- Holling, C. S. 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review Ecological Systems* 4.
- Holling, C. S. 1978. *Adaptive environmental assessment and management*. (John Wiley & Sons, Ed.). . New York.
- Holling, C. S., L. H. Gunderson, and D. Ludwig. 2002. In search of a theory of adaptive change. *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*:3–24.

- Hulme, P. E. 2005. Adapting to climate change: is there scope for ecological management in the face of a global threat? *Journal of Applied Ecology* 42:784–794.
- Hunter, M. L. 2007. Climate change and moving species: furthering the debate on assisted colonization. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology* 21:1356–8.
- Institut Géographique National. 2013. La superficie forestière en France métropolitaine.
- Institut National de l'Information Géographique et Forestière. 2013. Résultats d'inventaire forestier: Le Var.
- IPCC (International Program for Climate Change). 2007. *Climate Change 2007 : Mitigation , Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* (B. Metz, O. R. Davidson, P. R. Bosch, R. Dave, and L. A. Meyer, Eds.)Cambridge. . Cambridge, United Kingdom and New York.
- IUCN (International Union for Conservation and Nature). 2013. *IUCN Red List of Threatened Species.* . Version 2013.1.
- IUCN (International Union for Conservation and Nature) Council. 2007. Guidelines for applying the precautionary principle to biodiversity conservation and natural resource management. Pages 1–11.
- IUCN (International Union for Conservation and Nature), and SSC (Species Survival Commission). 2013. *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations.* Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission.
- Jones, a., J. Haywood, O. Boucher, B. Kravitz, and A. Robock. 2010. Geoengineering by stratospheric SO₂ injection: Results from the Met Office HadGEM2 climate model and comparison with the Goddard Institute for Space Studies ModelE. *Atmospheric Chemistry and Physics* 10:5999–6006.
- Keck, M., and P. Sakdapolrak. 2013. WHAT IS SOCIAL RESILIENCE ? LESSONS LEARNED AND WAYS FORWARD. *Erdkunde* 67:5–19.
- Keith, D. W. 2001. Geoengineering. *Nature* 409:2001.
- Klenk, N. L. 2015. Land Use Policy The development of assisted migration policy in Canada : An analysis of the politics of composing future forests. *Land Use Policy* 44:101–109.
- Klenk, N. L., and B. M. H. Larson. 2015. The assisted migration of western larch in British Columbia: A signal of institutional change in forestry in Canada? *Global Environmental Change* 31:20–27.
- Kreyling, J., T. Bittner, A. Jaeschke, A. Jentsch, M. Jonas Steinbauer, D. Thiel, and C. Beierkuhnlein. 2011. Assisted Colonization: A Question of Focal Units and Recipient Localities. *Restoration Ecology* 19:433–440.
- Lawler, J. J. 2009. Climate change adaptation strategies for resource management and conservation planning. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1162:79–98.

- 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, and Y.-B. Luo. 2012. Overcoming extreme weather challenges: Successful but variable assisted colonization of wild orchids in southwestern China. *Biological Conservation* 150:68–75.
- Liu, J., T. Dietz, S. R. Carpenter, M. Alberti, C. Folke, E. Moran, A. N. Pell, P. Deadman, T. Kratz, J. Lubchenco, E. Ostrom, Z. Ouyang, W. Provencher, C. L. Redman, S. H. Schneider, and W. W. Taylor. 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science (New York, N.Y.)* 317:1513–6.
- Loarie, S. R., P. B. Duffy, H. Hamilton, G. P. Asner, C. B. Field, and D. D. Ackerly. 2009. The velocity of climate change. *Nature* 462:1052–5.
- Loss, S. R., L. a. Terwilliger, and A. C. Peterson. 2011. Assisted colonization: Integrating conservation strategies in the face of climate change. *Biological Conservation* 144:92–100.
- Lurman Joly, J., and N. Fuller. 2009. Advising Noah : A Legal Analysis of Assisted Migration. *Environmental Law Reporter* 297:10413–10425.
- Magnan, A. 2009. Proposition d’une trame de recherche pour appréhender la capacité d’adaptation au changement climatique.
- Magnan, A. 2014. De la vulnérabilité à l’adaptation au changement climatique : éléments de réflexion pour les sciences sociales. Pages 241–274 in P. Prouzet, editor. *Risques côtiers et adaptations des sociétés* STE Editi. . Monaco.
- McDonald-Madden, E., M. C. Runge, H. P. Possingham, and T. G. Martin. 2011. Optimal timing for managed relocation of species faced with climate change. *Nature Climate Change* 1:261–265.
- McLachlan, J. S., J. J. Hellman, and M. W. Schwartz. 2007. A framework for debate of assisted migration in an era of climate change. *Conservation Biology* 21:297–302.
- McLane, S. C., and S. N. Aitken. 2012. Whitebark pine (*Pinus albicaulis*) assisted migration potential: testing establishment north of the species range. *Ecological applications* : a publication of the Ecological Society of America 22:142–53.
- Michaels, S., and A. J. Tyre. 2012. How indeterminism shapes ecologists’ contribution to managing socio-ecological systems. *Policy perspective* 5:289–295.
- Millar, C. I., N. L. Stephenson, and S. L. Stephens. 2007. Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecological applications* 17:2145–51.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Ecosystems.
- Minteer, B. A., and J. P. Collins. 2010. Move it or lose it ? The ecological ethics of relocating species under climate change. *Ecological Application* 20:1801–1804.
- Mitsch, W. J. 2012. What is ecological engineering? *Ecological Engineering* 45:5–12.
- Montpetit, A. 2014. Les sciences sociales dans la recherche sur l’adaptation aux changements climatiques: perspectives théoriques et analytiques.

- Moon, K., and D. Blackman. 2014. A Guide to Understanding Social Science Research for Natural Scientists. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology* 00:1–11.
- Mueller, J. M., and J. J. Hellmann. 2008. An assessment of invasion risk from assisted migration. *Conservation biology* 22:562–567.
- NCCARF (National Climate Change Adaptation Research Facility). 1990. Assisted Migration as a Management Tool for Species Threatened by Climate Change.
- Neff, M. W., and B. M. H. Larson. 2014. Scientists , managers , and assisted colonization : Four contrasting perspectives entangle science and policy. *Biological Conservation* 172:1–7.
- Neyroumande, E., and D. Vallauri. 2011. Regards sur la politique des forêts en France.
- O'Brien, K., B. Hayward, and F. Berkes. 2009. Rethinking Social Contracts : Building Resilience in a Changing Climate. *Ecology and Society* 14.
- O'Neill, G. A., A. Hamann, and T. Wang. 2008. Accounting for population variation improves estimates of the impact of climate change on species ' growth and distribution. *Journal of Applied Ecology* 45:1040–1049.
- Obrist, B., C. Pfeiffer, and R. Henley. 2010. Multi-layered social resilience: a new approach in mitigation research. *Progress in Development Studies* 10:283–293.
- Observatoire régional de la forêt méditerranéenne. 2011. Données & chiffres-clés de la forêt méditerranéenne.
- Ostrom, E. 1990. Governing the commons: the evolution of institutions for collective action.
- Ostrom, E. 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science (New York, N.Y.)* 325:419–22.
- Otto, H. J. 1998. *Ecologie forestière. (I. pour le développement Forestier, Ed.)*. . Paris.
- Papillon, P. 2014. Les forêts périurbaines : des espaces récréatifs à la fonction prophylactique Le cas des aires urbaines d'Alençon, de Blois et du Mans.
- Pardé, L. 1924. Arbres étrangers qui méritent d'être plantés dans les forêts françaises. *Revue de botanique appliquée et d'agriculture coloniale*:3–10.
- Park, A., and C. Talbot. 2012. Assisted migration : uncertainty , risk and opportunity. *The Forestry chronicle* 88:412–419.
- Parmesan, C. 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37:637–669.
- Pedersen, J., S. Nielsen, and E. Macdonald. 2014. Assisted Migrations of the Northern Blazing Star and Long-Leaved Bluets in Alberta : 2014 Progress Report.
- Pedlar, J. H., D. W. Mckenney, I. Aubin, T. Beardmore, L. Iverson, G. A. O. Neill, R. S. Winder, C. Ste-marie, J. Pedlar, and W. M. Kenney. 2012. Placing Forestry in the Assisted Migration Debate.

BioScience 62:835–842.

- Perraud, P. 1994. Histoire de la forêt de Fontainebleau. *Info-Forêt* 8.
- Peterson, M. 2007. The precautionary principle should not be used as a basis for decision-making. *EMBO Reports* 8:305–308.
- Piazza, C., L. Hugot, F. Richard, and B. Schatz. 2011. In situ conservation operations in Corsica, 1987–2004: Assessing the balance and drawing. *Ecologia mediterranea* 37.
- Polge, H. 1990. Chênes de marine et chênes de tranchage. *Revue Forestière Française* 4:277–282.
- Pottier, A. 2014. Le massif forestier des Landes de Gascogne, un patrimoine naturel? Le regard des gestionnaires. *Annales de Géographie* 698:1016–1038.
- Regnery, B. 2013. Les mesures compensatoires pour la biodiversité, Conception et perspectives d'application. . Université Pierre et Marie Curie.
- Ricciardi, A., and D. Simberloff. 2009a. Assisted colonization: good intentions and dubious risk assessment. *Trends in ecology & evolution* 24.
- Ricciardi, A., and D. Simberloff. 2009b. Assisted colonization is not a viable conservation strategy. *Trends in ecology & evolution* 24:248–53.
- Richardson, D. M., J. J. Hellmann, J. S. McLachlan, D. F. Sax, M. W. Schwartz, P. Gonzalez, E. J. Brennan, A. Camacho, T. L. Root, O. E. Sala, S. H. Schneider, D. M. Ashe, J. R. Clark, R. Early, J. R. Etterson, E. D. Fielder, J. L. Gill, B. a Minter, S. Polasky, H. D. Safford, A. R. Thompson, and M. Vellend. 2009. Multidimensional evaluation of managed relocation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106.
- Rodríguez, J. P., T. D. Beard, E. M. Bennett, G. S. Cumming, S. J. Cork, J. Agard, A. P. Dobson, and G. D. Peterson. 2006. Trade-offs across Space, Time, and Ecosystem Services. *Ecology and Society* 11.
- Roussel, G. 2007. Une brève histoire de la recherche forestière en Aquitaine.
- Sands, P., and J. Peel. 2012. *Principles of International Environmental Law* 3rd editio. . Cambridge University Press.
- Sansilvestri, R., N. Frascaria-Lacoste, and J. F. Fernández-Manjarrés. 2015a. Reconstructing a deconstructed concept: Policy tools for implementing assisted migration for species and ecosystem management. *Environmental Science & Policy* 51:192–201.
- Sansilvestri, R., S. Roturier, B. Colas, J. F. Fernández-Manjarrés, and N. Frascaria-Lacoste. 2015b. Intégrer le facteur climatique dans la compensation écologique: l'exemple des écosystèmes forestiers. *Restaurer la nature pour compenser les impacts du développement* Quae. . Paris.
- Sax, D. F., K. F. Smith, and A. R. Thompson. 2009. Managed relocation: a nuanced evaluation is needed. *Trends in ecology & evolution* 24.
- Schwartz, M. W., J. J. Hellman, and J. S. McLachlan. 2009. The precautionary principle in managed

relocation is misguided advice. *Trends in ecology & evolution* 24.

Schwartz, M. W., J. Jessica, M. M. Jason, D. F. Sax, J. Borevitz, J. Brennan, D. Fielder, J. Gill, P. Gonzalez, D. W. Jamieson, D. Javeline, B. Minter, S. Polasky, M. David, D. Safford, and S. Schneider. 2012. Managed Relocation: Integrating the Scientific, Regulatory, and Ethical Challenges. *BioScience* 62:732–743.

Scriber, J. M. 2014. Climate-driven reshuffling of species and genes: Potential conservation roles for species translocations and recombinant hybrid genotypes. *Insects* 5:1–61.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2004. The Ecosystem approach (CBD Guidelines). . Montreal.

Seddon, P. J. 2010. From Reintroduction to Assisted Colonization: Moving along the Conservation Translocation Spectrum. *Restoration Ecology* 18:796–802.

Shirey, P. D., and G. A. Lamberti. 2010. Assisted colonization under the U.S. Endangered Species Act. *Conservation Letters* 3:45–52.

Silva, J. P., J. Toland, W. Jones, J. Eldrige, E. Thorpe, E. O'Hara, and C. Thevignot. 2011. LIFE preventing species extinction : safeguarding endangered flora and fauna through ex-situ conservation.

Society for Ecological Restoration International. 2004. L'ABCDAire sur l'écologie de la restauration de la SER Internationale.

Society for Ecological Restoration International. 2009. Ecological restoration and rare species management in response to climate change.

Ste-marie, C., E. A. Nelson, A. Dabros, and M. Bonneau. 2011. Assisted migration : Introduction to a multifaceted concept. *The Forestry chronicle* 87:724–730.

The United Nations. 1972. Declaration of the United Nations Conference on the Human Environment. . Stockholm.

The United Nations. 1992. Rio Declaration on Environment and Development. . Rio de Janeiro.

The United Nations. 2002. Johannesburg Declaration on Sustainable Development. . Johannesburg.

Thoening, J. C. 1973. L'ère des technocrates, les cas des Ponts et Chaussées. . Paris.

Tridimas, T. 2007. The General Principles of the EU law. Pages 1–39 *The General Principles of EU Law* 2nd editio. . Oxford European Union Law Library.

Vitt, P., K. Havens, A. T. Kramer, D. Sollenberger, and E. Yates. 2010. Assisted migration of plants: Changes in latitudes, changes in attitudes. *Biological Conservation* 143.

Walker, B., L. Gunderson, A. Kinzig, C. Folke, S. Carpenter, and L. Schultz. 2006. A Handful of Heuristics and Some Propositions for Understanding Resilience in Social-Ecological Systems. *Ecology and Society* 11.

Walker, B., C. S. Holling, S. R. Carpenter, and A. Kinzig. 2004. Resilience , Adaptability and

Transformability in Social – ecological Systems. *Ecology and Society* 9.

- Weier, A., and P. Loke. 2007. Precaution and the Precautionary Principle : two Australian case studies. Australian Government, Productivity Commission, Staff Working Paper.
- Wilby, R. L., and S. Dessai. 2010. Robust adaptation to climate change. *Weather* 65:176–180.
- Williams, J. W., S. T. Jackson, and J. E. Kutzbach. 2007. Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104:5738–42.
- Williams, M. I., and R. K. Dumroese. 2013. Preparing for Climate Change : Forestry and Assisted Migration. *Society of America Foresters* 111:287–297.
- Williamson, T., H. Hesseln, and M. Johnston. 2012. Adaptive capacity deficits and adaptive capacity of economic systems in climate change vulnerability assessment. *Forest Policy and Economics* 24:48–54.
- Willis, S. G., J. K. Hill, C. D. Thomas, D. B. Roy, R. Fox, D. S. Blakeley, and B. Huntley. 2009. Assisted colonization in a changing climate: a test-study using two U.K. butterflies. *Conservation Letters* 2:46–52.
- Winder, R., E. A. Nelson, and T. Beardmore. 2011. Ecological implications for assisted migration in Canadian forests. *The Forestry chronicle* 87.
- Yohe, G., E. Malone, A. Brenkert, M. Schlesinger, H. Meij, X. Xing, and D. Lee. 2006. A Synthetic Assessment of the Global Distribution of Vulnerability to Climate Change from the IPCC Perspective that Reflects Exposure and Adaptive Capacity.

Annexes

Annexe 1 : Chapitre publié dans « Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement : analyses des mesures compensatoires pour la biodiversité », H. Levrel, N. Frascaria-Lacoste, J. Hay, G. Martin et S. Pioche, Editions QUAE, 2015 :

INTÉGRER LE FACTEUR CLIMATIQUE DANS LA COMPENSATION ÉCOLOGIQUE : l'exemple des ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS

Roxane Sansilvestri, Samuel Roturier, Bruno Colas, Juan Fernandez-Manjarrés & Nathalie Frascaria-Lacoste

Laboratoire ESE, UMR 8079, Equipe TESS, Bât. 360, Université Paris-Sud, 91405 Orsay CEDEX

Mots clés : changements climatiques ; restauration anticipative ; résilience ; migration assistée ;

Introduction

Compte tenu du temps nécessaire à leur établissement et leur évolution, de leur complexité et de la diversité des services écosystémiques qu'ils offrent, les écosystèmes forestiers soulèvent des enjeux importants dans le cadre de la compensation écologique. D'après la FAO, les forêts représentent 30% des surfaces émergées de la planète. Ces écosystèmes abritent une grande biodiversité et rendent de nombreux services écosystémiques aux sociétés humaines comme le stockage de carbone, la filtration de l'eau, la production de bois ou encore des services récréatifs (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). De par leur étendu ces écosystèmes sont et seront amenés à être impactés par l'augmentation de l'empreinte humaine. En France, par exemple, 28,6% du territoire est recouvert de forêt soit 16,4 millions d'hectares, ainsi il est courant de voir l'expansion de l'urbanisme et les projets d'aménagements impacter ces espaces forestiers. Aujourd'hui, en France, la réglementation « ERC » (Eviter, Réduire, Compenser) devient de plus en plus contraignante pour les projets d'aménagements. On peut donc s'attendre à ce que les aménageurs soient de plus en plus confrontés à la nécessité de compenser leurs impacts sur les écosystèmes forestiers. Au regard du code forestier, l'impact d'un projet d'aménagement est un défrichement se chiffrant en hectares et devant être compensé par un reboisement d'une surface équivalente ou de 2 à 5 fois supérieure. Cependant toutes les forêts ne sont pas identiques, ne serait-ce qu'en termes de maturité, de valeur patrimoniale ou de services rendus. En effet, les services rendus par une forêt ne se comptent pas en fonction de la surface occupée par celle-ci mais par les processus d'installation qui ont été nécessaires et la complexification lente des interactions entre les organismes qui la composent. Aujourd'hui encore ces systèmes forestiers complexes sont encore peu connus. On peut donc se demander si une simple compensation par surface détruite, telle qu'elle pourrait être appliquée aujourd'hui, sera suffisante.

La période actuelle, dominée par des dynamiques de changements globaux notamment climatiques, complexifie encore cette question de la temporalité pour ce qui est de la compensation des forêts. En effet, les

définitions statiques de la biodiversité, faisant référence à un état antérieur ou actuel figé, ne représentent pas des outils adaptés pour la gestion des écosystèmes à long terme. Il est indispensable que les mesures de compensation réalisées aujourd'hui persistent dans le futur. Seulement l'évolution changeante du climat et la longévité des écosystèmes forestiers pose la question des choix de peuplements lors des actions de compensation. En effet des peuplements présents aujourd'hui dans un espace ne seront peut-être plus adaptés au climat futur à cette même localité. Compte tenu des connaissances scientifiques actuelles, un habitat favorable sous un climat futur pour une espèce se trouve généralement plus vers les pôles ou en altitude (Parmesan 2006, Loarie et al. 2009). On peut alors se demander quel rôle l'homme doit avoir dans l'anticipation de ces évolutions. Doit-il privilégier un écosystème, qui semble naturel à l'heure actuelle (revenir à un état avant impact) ou doit-il favoriser les déplacements, ou comme appelé dans la littérature scientifique les migrations assistées d'espèces susceptibles d'être mieux adaptées aux conditions de demain ? C'est à cette question que nous allons tenter de répondre au cours de ce chapitre.

A. Concevoir la compensation écologique des forêts sous un nouvel angle

Aujourd'hui les mesures compensatoires à mener en cas d'atteintes à des écosystèmes forestiers pourraient proposer quatre grands axes d'actions :

- Compensation par « création » d'une nouvelle forêt *de novo*;
- Compensation par réhabilitation d'un site forestier détruit ou transformé ;
- Compensation par conventionnement ou acquisition de forêt non gérée ;
- Compensation par conventionnement ou acquisition d'une forêt « altérée » à restaurer.

La question est de savoir quels types de mesures compensatoires choisir ? L'option de « création » d'une forêt semble une option peu réaliste compte tenu de la complexité d'un tel écosystème. Ceci sans compter que le « *no net loss* » (voir le Glossaire pour la définition) et le gain potentiel de biodiversité seraient alors fortement retardés compte tenu du temps nécessaire de croissance des arbres. Il reste alors la possibilité d'acquérir une forêt actuellement non gérée afin de la préserver. On peut cependant se demander quel est le gain écologique dans cette démarche, et où se place réellement la compensation en termes de « rendus » pour ce qui est détruit. En revanche, les mesures de compensation d'écosystèmes fondées sur la restauration d'écosystèmes altérés, appauvris ou vulnérables semble une voie intéressante à considérer.

Effectivement, face à la complexité de la mise en place des mesures de compensation et de la durée nécessaire pour obtenir un écosystème forestier mature, prendre comme point de départ pour la compensation un écosystème préexistant peut présenter un certain nombre d'avantages. Premièrement des avantages socio-économiques, la restauration d'une forêt est une action moins coûteuse que sa création (Quétier & Lavorel, 2011), et la redynamisation d'une forêt existante peut avoir un impact social local non négligeable. Ensuite, dans certains cas la restauration peut être une action plus pertinente d'un point de vue écologique, compte tenu de la complexité de ces écosystèmes et du risque d'échec à leur établissement. Enfin, aujourd'hui en contexte

changeant, la question de l'utilisation des mesures de compensation prenant en compte l'adaptation d'écosystèmes vulnérables apparaît pertinente compte tenu des menaces que font peser les changements globaux sur ces systèmes.

Ainsi, la destruction d'un écosystème forestier peut-elle être compensée par **la restauration anticipative**, comme nous l'appellerons ici, d'un autre écosystème forestier dégradé ou vulnérable face au changement climatique ?

Tout d'abord il convient d'être en mesure de définir l'état de dégradation d'une forêt. A quel moment peut-on considérer qu'une forêt perd ses fonctions ou peut être considérée comme dégradée ? Comment classe-t-on une forêt possédant ses arbres d'origine mais vidée de ses animaux par l'excès de chasse ou au contraire fortement soumise à la pression des herbivores en l'absence de plan de chasse ? Seule une analyse au cas par cas permet de résoudre ce type de questionnement et la compensation écologique ici est tributaire des références locales sur ce que constitue une forêt en bon état au regard de sa structure, sa composition et sa taille.

Dans ce chapitre nous nous plaçons dans la situation où les mesures d'évitement et de réductions ont été effectuées sur l'écosystème initial, ainsi les impacts résiduels sont à leur minimum, nous sommes donc dans une situation où il est nécessaire d'avoir recours à des mesures compensatoires.

B. La migration assistée : un nouvel outil pour la restauration anticipative d'écosystèmes forestiers vulnérables face au changement climatique

Dans le contexte de changement climatique actuel, la restauration anticipative reste une option pertinente puisque de nombreux écosystèmes sont soumis au stress climatique et à la fragmentation de l'habitat. La possibilité d'appliquer des mesures compensatoires sur des systèmes altérés ou vulnérables dans un contexte de changement climatique offre l'opportunité de mettre en place des actions de gestion de la biodiversité portant une double finalité, celle de compenser une perte de biodiversité actuelle et réelle, et celle de compenser également pour une perte de biodiversité future et potentielle.

D'après la Society for Ecological Restoration (SER), l'art de la restauration des écosystèmes consiste à ramener l'écosystème sur sa trajectoire historique (SER, 2004) alors qu'il suit une trajectoire altérée suite à une perturbation anthropique. L'essence même de la restauration est de permettre au système, après les processus d'assistance mis en place, de devenir autosuffisant. Dans un contexte où les modèles s'accordent sur une profonde modification des conditions climatiques à l'échelle de la génération d'arbres aujourd'hui en place (GIEC 2013), restaurer un écosystème forestier oblige à prendre en compte les conditions climatiques futures. La restauration doit donc aller plus loin que la réintégration du système sur sa trajectoire historique mais également d'anticiper sa trajectoire future dans les nouvelles conditions environnementales (restauration anticipative). Un programme de restauration compensatoire assumant une dimension adaptative pourrait ainsi prendre en compte non seulement le passé historique et l'état présent ou « de référence » de l'écosystème mais également son

évolution future. C'est en effet sous ces conditions que ce type d'action pourra aider l'écosystème à quitter sa trajectoire altérée, mais surtout lui offrir la possibilité de pouvoir évoluer entre différentes trajectoires futures, selon l'évolution du changement climatique, supposées durables dans l'avenir. La réussite de la restauration est ainsi basée sur le maintien du fonctionnement du système au temps t mais aussi sur le long terme en préservant sa capacité adaptative quelles que soient les influences extérieures.

Aujourd'hui en France on observe des dépérissements plus ou moins ponctuels de certaines essences (châtaignier, chêne pédonculé, épicéa commun, etc.) qui sont attribués à certains événements climatiques extrêmes ayant eu lieu ces dernières années (Données IFN-IGN). Même s'il est encore trop tôt pour dire que le changement climatique est l'unique facteur à l'origine de la mortalité observée, le changement climatique semble influencer fortement sur la trajectoire évolutive de ces peuplements, altérant celle-ci lentement et de façon constante. Une compensation d'un écosystème forestier détruit, grâce à une restauration « simple » de celui-ci ou la préservation d'un système forestier « équivalent » ne semble pas totalement pertinente dans ce contexte dynamique et évolutif du changement climatique.

Pour le cas des écosystèmes forestiers, il existe aujourd'hui des programmes de gestion adaptative visant à maintenir la résilience structurelle et fonctionnelle de ces écosystèmes face à des stress et des perturbations. Quand on parle d'adaptation pour la gestion pour des écosystèmes forestiers, la technique privilégiée est d'augmenter la diversité génétique des peuplements, avec un apport de matériel génétique par sélection et plantation des populations ou espèces robustes, qui proviennent en général de latitude plus au sud ou d'altitude peu élevée. Cette technique est aujourd'hui connue sous le nom générique de **migration assistée**.

La migration assistée¹ est devenue un concept générique possédant de nombreuses définitions. Ici nous la définirons comme le déplacement volontaire (c'est-à-dire planifié et exécuté par des gestionnaires) d'individus ou de populations, d'une espèce d'une région où elle est menacée, vers une région au-delà de son aire de répartition actuelle, et où elle est supposée survivre sous le climat futur (Sansilvestri *et al.*, en prep.). La migration assistée a tout d'abord été proposée pour les espèces à faible capacité migratoire ou ayant une aire de répartition restreinte, afin de leur permettre d'échapper à une éventuelle mal-adaptation dans leur aire de répartition suite au changement climatique, *a priori* trop rapide pour qu'elles s'y adaptent (McLachlan et al. 2007, Hunter 2007). Cette pratique a suscité de nombreuses controverses, les uns estimant que les migrations assistées présentaient des risques trop importants pour les écosystèmes receveurs, comme le risque d'invasions biologiques ou de pollutions génétiques (Ricciardi and Simberloff 2009a), les autres considérant au contraire que, même si les risques sont réels, le jeu en vaut la chandelle pour de nombreuses espèces menacées (Sax et al. 2009).

¹ Dans la littérature scientifique, de nombreux synonymes sont utilisés pour qualifier cette pratique comme *assisted colonization* ou *managed relocation*, l'idée centrale mais est la même mais ces concepts diffèrent légèrement dans leur définition (Hoegh-Guldberg et al., 2008; Schwartz et al., 2012; Seddon, 2010; Ste-marie et al., 2011)

Les arbres forestiers, ayant des capacités migratoires qui s'expriment sur de longs pas de temps, peuvent être concernés par la migration assistée dans une problématique de conservation (e.g. *Torreya taxifolia*, Schwartz et al., 2012 ; *Pinus albicaulis*, McLane and Aitken, 2012). Ils peuvent l'être aussi en tant qu'espèces productrices de ressources ligneuses dans une problématique d'exploitations (Pedlar et al. 2012). Enfin, puisque ce sont des espèces clés qui structurent profondément les écosystèmes, la migration assistée d'arbres forestiers peut être, et sera probablement souvent dans le futur, envisagée dans une problématique de restauration anticipative ou réparatrice des écosystèmes. Dans le cadre de mesures de compensation, la migration assistée semble être un outil intéressant que peut mobiliser l'ingénierie écologique. Des mesures de compensation pourraient comporter des constructions de communautés écologiques incluant l'apport d'espèces éventuellement nouvelles, et potentiellement plus robustes face au changement climatique, pour la région concernée. Cette pratique n'implique pas le déplacement de communautés entières, mais plutôt de quelques espèces clés de voûte ou ingénieurs de l'écosystème sur place avant d'atteindre un fonctionnement autonome et durable (Seddon 2010).

La migration assistée, dans le cadre de la conservation des espèces menacées, peut être appréhendée à l'échelle de l'espèce, avec des mouvements d'individus très ciblés sur certaines populations, afin d'éviter l'extinction d'une espèce. On peut citer le cas du Pin à écorce blanche (*Pinus albicaulis*) en Colombie Britannique (Canada), où des populations vulnérables ont été déplacées jusqu'à 800km vers le nord pour anticiper le réchauffement climatique et les risques sanitaires. Cependant, dans le cadre de la restauration anticipative, il semble plus pertinent de réfléchir à l'échelle de l'écosystème. En s'inspirant des notions définies par Pedlar et al. (2012), nous parlerons plus précisément ici d'*Ecosystem-Centered Assisted Migration* (ECAM), afin de souligner l'accent qui est mis par l'action de gestion sur la préservation du fonctionnement d'un écosystème et pas uniquement sur la conservation d'une espèce. Pour les actions d'ECAM, le déplacement n'est pas seulement celui d'une espèce vers une autre région, mais d'un cortège d'espèces supposées plus robustes, vers l'écosystème altéré pour favoriser son renforcement et anticiper les effets du climat dans le futur. Ce type de gestion, encore à l'état de réflexion et exploratoire permettrait de créer une diversité inter et intra spécifique au sein de l'écosystème favorisant la capacité adaptative du système. Cette proposition d'ECAM n'est pas totalement novatrice. Si le terme n'est pas utilisé aujourd'hui en France, la sélection (génétique et phénotypique) des peuplements forestiers au sein des forêts ou lors de reforestation a déjà grandement introduit cette notion dans les plans de gestion des forêts. Seulement la finalité d'adaptation au changement climatique, elle, est nouvelle. En d'autres termes, l'ECAM n'implique pas un changement radical dans les pratiques actuelles mais plutôt un changement de paradigme, et donc de « manière de faire », dans la façon d'aborder la valorisation des espèces et l'évolution des écosystèmes forestiers.

L'ECAM peut être décliné le long d'un gradient d'actions pour tout type d'écosystème, en fonction du degré de gestion apportée à l'écosystème, de la plus douce vers la plus transformatrice du système. En utilisant les systèmes forestiers comme exemple, nous avons :

- a. Renforcement génétique des populations locales : on apporte un patrimoine génétique nouveau (diversité intra-spécifique) avec des populations d'espèces déjà présentes localement et venant des régions proches (ex : *Fagus sylvatica* de l'Aquitaine introduit en Picardie) ;
- b. Renforcement avec des espèces alternatives : on apporte des espèces proches (diversité interspécifique) mais venant de régions plus éloignées, donc soumises à des conditions environnementales légèrement différentes et ayant développées des adaptations génétiques différentes (ex : *Quercus lanuginosa pubescens* au lieu de *Q. robur*) ;
- c. Apport d'espèces néo-natives : on remplace les espèces présentes localement et déperissantes par des espèces non présentes dans la région actuellement mais présentes à une période géologique passée (ex ; *Cedrus atlantica* sur le Mont Ventoux) ;
- d. Apport d'espèces exotiques : remplacement des espèces locales par des espèces exotiques totalement différentes et que l'on suppose plus résistantes aux conditions climatiques futures (ex : *Eucalyptus globulus*).

C. Intérêts et implications de l'ECAM pour la compensation écologique

L'ECAM n'est pas une stratégie de gestion des écosystèmes émanant des réflexions sur la compensation écologique, et n'est donc pas aujourd'hui utilisée dans ce cadre. Parce qu'elle propose le déplacement d'espèces ou un renforcement génétique, l'ECAM soulève, comme nous venons de le voir, des controverses et des questions. Celles-ci ne sont pas étrangères aux interrogations que soulèvent les projets de compensation. L'évaluation du risque pour la biodiversité locale, le déplacement géographique de populations ou de communautés d'espèces, l'évaluation dans le temps de la réussite ou de l'échec, le choix des espèces, des communautés ou même des fonctions qu'elles remplissent sont des questions qui sont aujourd'hui au centre des préoccupations des projets de compensation comme ceux de migrations assistées. Si ces questions ne sont pas nouvelles pour la compensation, en proposant l'ECAM comme outil de compensation elles se posent sous un angle nouveau, notamment en termes de gains de biodiversité et de pertes intermédiaires. En effet, une telle stratégie de compensation offre l'opportunité d'intégrer le facteur climatique – à travers les différents scénarios possibles du changement climatique – sur le site de compensation, on réalise alors plus qu'une compensation écologique, c'est également une compensation climatique. Dans cette partie nous proposons donc de discuter l'intérêt et l'implication de l'ECAM comme mesure compensatoire en nous concentrant sur les dimensions spatio-temporelles (1), le choix de l'espèce à implanter et l'adaptation au changement climatique (2) et l'efficacité de la mesure (3).

1. Intégrer les dimensions spatio-temporelles à la compensation écologique

a. La dimension temporelle

Une des principales questions auxquelles sont confrontés les projets de compensation est celle de la temporalité des mesures compensatoires. Les pertes intermédiaires sont définies comme les pertes dues au décalage temporel entre le début des impacts et l'atteinte des gains écologiques recherchés pour un indicateur

donné (Regnery, 2013). La compensation par création totale d'un système entraîne de grands décalages dans le temps et diminue les chances d'obtenir des gains supérieurs de biodiversité (P1, Figure 1A). La diminution de ces pertes intermédiaires représente un réel enjeu dans les opérations de compensation (Quétier & Lavelle, 2011). Cette question est particulièrement prégnante pour des écosystèmes forestiers dont la structure s'établit au cours d'une succession de plusieurs dizaines voire centaines d'années. Un des leviers classiques pour minimiser ces pertes intermédiaires est d'anticiper les mesures de compensation. C'est l'avantage que présentent en théorie les systèmes de « compensation par l'offre » (banque de compensation) qui initient des actions de compensation et proposent aux maîtres d'ouvrage désireux de compenser leurs activités de les financer *a posteriori*. Les pertes intermédiaires en sont mécaniquement diminuées (P2, Figure 1B). De manière similaire la compensation d'un écosystème forestier par une restauration reposant sur l'ECAM permet de limiter les pertes intermédiaires. En effet l'écosystème à restaurer aura, au moment du lancement des mesures compensatoires, des niveaux supérieurs de biodiversité, de capacités fonctionnelles et de services écosystémiques comparés à un écosystème créé *ex nihilo*, limitant là aussi les pertes intermédiaires (P3, Figure 1C) et favorisant une possible plus-value de biodiversité dans l'écosystème.

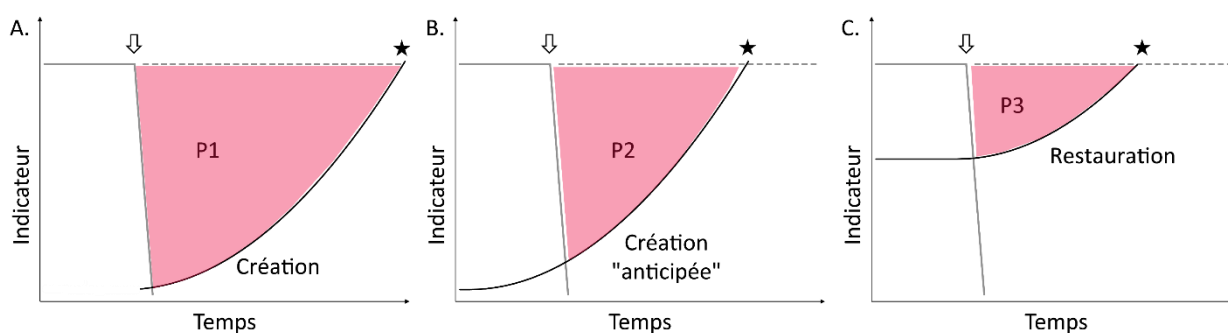


FIGURE 1. Trajectoires de l'écosystème détruit (ligne grise) et de l'écosystème utilisé pour la compensation (ligne noire), pour un indicateur donné. (A) Pertes intermédiaires (P1) entre la destruction (flèche) et la compensation (étoile) par création d'un écosystème *ex nihilo*; (B) Pertes intermédiaires (P2) entre la destruction et la compensation par création « anticipée » d'un écosystème dans le cadre d'une compensation par l'offre; (C) Pertes intermédiaires (P3) entre la destruction d'un écosystème et la compensation par restauration d'un écosystème préexistant.

Le deuxième aspect temporel que permet d'aborder la restauration par ECAM est la prise en compte des menaces présentes ou futures que font peser le changement climatique sur les écosystèmes forestiers. En choisissant un écosystème forestier dont la communauté d'espèces et les fonctions associées sont d'ores et déjà impactées par le changement climatique, l'ECAM permet un gain plus important dans la durée, que s'il s'agit d'un écosystème qui lui ne l'est pas (cf. différence entre G1 et G2, Fig. 2 A et B). Enfin un troisième levier renforçant l'intérêt dans le temps de l'ECAM est que cette dernière, par les objectifs qu'elle se donne, doit aboutir à la

restauration ou la réhabilitation d'écosystèmes évolutifs et donc capables de s'adapter aux futures pressions générés par le changement climatique futur, ce qui évitera de voir les gains de la compensation réduire après une certaine période de temps (G3, Figure 2C). On peut alors réaliser une ECAM « anticipative », comme par exemple le renforcement des populations de Pin maritime (*Pinus pinaster*) dans le Sud-Ouest qui ne sont pas encore touchées par le changement climatique mais où les modèles prédisent une augmentation de la mortalité dans le futur (Benito-Garzón et al. 2013). L'intérêt, ici, d'un point de vue strictement temporel est donc d'anticiper, sur la base de la modélisation, une perte probable due au changement climatique en l'absence d'intervention.

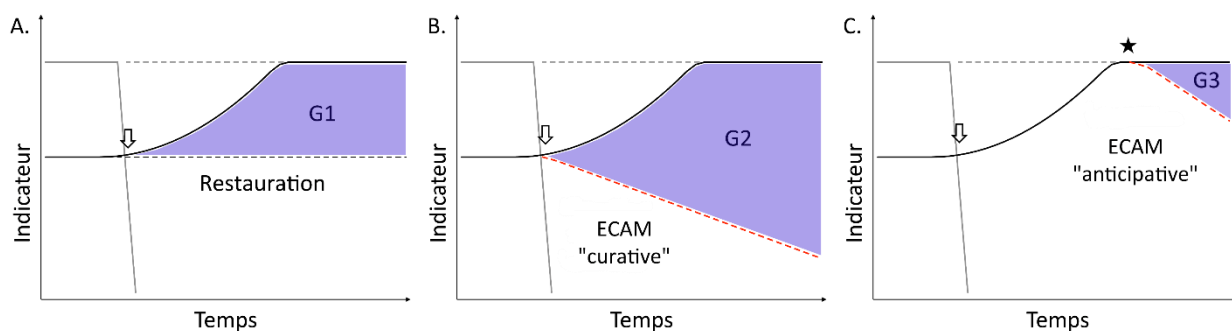


FIGURE 2. Trajectoires de l'écosystème détruit (ligne grise) et de l'écosystème utilisé pour la compensation (ligne noire), pour un indicateur donné. (A) Gains (G1) depuis le début des opérations de compensation (flèche) entre l'écosystème restauré et le même écosystème en l'absence de restauration ; (B) Gains (G2) depuis le début des opérations de compensation (flèche) entre l'écosystème restauré par ECAM « curative » et le même écosystème impacté par le changement climatique (pointillés rouges) ; (C) Gains (G3) ultérieurs à la compensation (étoile) entre un écosystème restauré par ECAM « anticipative » et un écosystème restauré sans anticiper les effets du changement climatique.

b. La dimension spatiale

La dimension spatiale de la compensation est aussi un enjeu majeur de réflexion aujourd'hui. En effet, la compensation de la destruction d'un écosystème par une opération sur un autre site, éloigné et parfois très différent du site impacté, est une pratique commune dans les actions de compensation écologique, notamment en France où il existe peu de contraintes pour la sélection des sites de compensation et leur équivalence fonctionnelle avec le site détruit. Ainsi, dans le cas du système de compensation dit « par l'offre », l'écosystème créé, préservé ou restauré dans un lieu parfois très éloigné, n'est pas équivalent écologiquement, par la composition taxonomique, la structure ni même les fonctions écologiques qu'il assure, à celui qui a été détruit. Cette approche compensatoire, qui conduit généralement à une restauration *ex-situ*, ne fait pas l'unanimité, tant du point de vue de la conservation de la biodiversité que du point de vue éthique (Young 2000). L'ECAM part du même principe (action *ex-situ*) et peut donc être perçue comme moins intéressante dans le cadre d'une restauration locale. Néanmoins, dans un contexte d'adaptation des écosystèmes ayant de long cycles, comme les forêts face aux menaces du changement climatique, une restauration *ex-situ*, plus au nord ou plus en altitude,

peut s'imposer d'elle-même en fonction des déplacements attendus et de la qualité des habitats (voir Pedlar 2013 pour les cas des essences forestières).

Lorsqu'on parle de dimension spatiale, au-delà de la question de la localisation, en ce qui concerne la compensation des écosystèmes forestiers, la question de la surface à compenser devient centrale. En effet les forêts sont des systèmes complexes composés d'espèces nécessitant de grands espaces pour accomplir leur cycle de vie. Par exemple, certaines essences forestières sont capables de disperser leurs graines sur des centaines de mètres via les insectes et les oiseaux, pouvant alors élargir grandement leur habitat au fil des ans. De plus, de nombreux animaux dépendants des milieux forestiers ont des territoires de plusieurs kilomètres. Ces éléments permettent de placer les bases pour réfléchir à la question de la taille nécessaire aux forêts pour obtenir une autonomie sur le long terme.

2. Le choix de l'espèce ingénieur pour redynamiser la biodiversité environnante dans un contexte de changement climatique

Le choix de l'espèce à utiliser pour un programme de restauration mobilisant l'ECAM peut entraîner des résultats bien différents *in fine*. Rappelons notamment que dans les cas des forêts, les arbres sont aussi des espèces « ingénieurs de l'écosystème » c'est-à-dire des espèces dont la présence ou l'absence modifie radicalement l'habitat d'un grand nombre d'espèces (Jones *et al.*, 1994) et donc potentiellement la biodiversité du site. Un bel exemple pour illustrer cette vision nous vient d'une étude réalisée aux USA par Whitham *et al.* (2008). Ces auteurs ont travaillé sur deux espèces de peupliers (*Populus angustifolia* et *Populus fremontii*) en mesurant la quantité de tanins présentes dans les feuilles. Ces espèces sont ripicoles et donc trouvées sur les bords de rivières ou de fleuves. Une des deux espèces, *Populus fremontii*, ne présente pas du tout de tanins dans ses feuilles alors que l'autre espèce en montre une quantité importante. L'originalité de ce travail réside dans la conclusion suivante : la présence de tanins dans les feuilles aurait un effet stimulant sur l'activité de la biodiversité des sols mais aussi sur le niveau des communautés aquatiques des cours d'eau environnants et même sur la présence des castors. La présence d'une espèce d'arbre ou d'une autre peut donc signifier beaucoup sur l'écosystème dans son ensemble. Au regard de cette information, il est possible d'adopter une démarche de restauration dynamique et non statique, c'est-à-dire de ne pas recréer à l'identique l'écosystème détruit, favorisant la résilience d'un écosystème préexistant (équivalent au niveau des services écosystémiques rendus et non des espèces présentes) via la restauration de l'espèce disposant du plus fort potentiel face à la menace des changements climatiques, en l'occurrence ici *Populus angustifolia*. Cette approche peut permettre de diminuer la tendance actuelle des actions de compensation qui se focalise sur la biodiversité « remarquable » ou sur les espèces protégées, et de s'intéresser également à la biodiversité dite « ordinaire ». Cette biodiversité « ordinaire » est souvent un élément clé dans le fonctionnement des écosystèmes et reste aujourd'hui majoritairement impactée par les projets d'aménagements sans qu'aucune mesure compensatoire ne soit prévue pour contrebalancer les pertes de fonctions qu'elle fournit. La compensation ici n'est pas seulement structurelle

(d'un point de vue biodiversité), elle est également fonctionnelle : en favorisant une diversité génétique et en sélectionnant les espèces clés elle permet de maintenir une diversité des fonctions et services rendus par les écosystèmes.

3. L'après restauration : risques, incertitudes et devenir du système

La notion d'incertitude dans les mesures compensatoires est double. Il y a bien évidemment, comme pour toute action de restauration ou de gestion du vivant, une incertitude due aux limites des connaissances et techniques sur les chances de succès de l'action elle-même. Aujourd'hui encore, les tentatives de manipulation du vivant comme la restauration ou la création de nouveaux écosystèmes présentent un grand nombre d'échecs notamment par rapport à l'écosystème de référence (Rey Benayas *et al.* 2009) et pour retrouver un écosystème forestier fonctionnel il faut attendre au moins 50 ans (Jones and Schmitz, 2009).

La seconde incertitude vient de l'évolution future des systèmes. L'impact du changement climatique sur les écosystèmes reste encore incertain. Non seulement il existe une incertitude sur les scénarios climatiques, mais il existe également une grande incertitude sur la réponse adaptative de la végétation à ces changements. Ces incertitudes engendrent des risques pour la gestion de la biodiversité (risque de sous-évaluation des pertes ou surestimations des gains, Regnery, 2013). Ensuite, les actions de compensation sont basées sur un système socio-économique dépendant des choix sociétaux futurs, eux-mêmes dépendants des changements globaux. A cela s'ajoute le fait que les mesures compensatoires sont exigeantes en termes de financements et reposent donc sur la supposition d'un système économique futur qui crée les conditions nécessaires à la viabilité de l'investissement dans les mesures compensatoires.

Partant du fait que l'élimination totale des incertitudes n'est pas réalisable, il semble important que celles-ci soient prises en compte dans le développement des mesures de compensation pour diminuer les risques associés. En premier lieu, une bonne connaissance du fonctionnement écologique et du pool d'espèces présent dans le système à compenser est essentielle afin de mieux comprendre son « histoire » et ainsi pouvoir estimer une trajectoire écologique favorable. Aujourd'hui la forêt est un système complexe encore mal connu, notamment au niveau des relations d'interdépendance entre les espèces et les différentes strates de biodiversité. Il est essentiel de prendre conscience, pour la compensation des systèmes forestiers, que la question de la réussite d'une action de compensation ne se limite pas à la gestion des espèces arborées mais à toute la biodiversité qui leur est associée. Dans notre cas, le choix de compenser par restauration anticipative d'un écosystème altéré mais préexistant, permet d'agir sur un système déjà organisé et plus ou moins fonctionnel, et ainsi de minimiser le risque d'échec de la manipulation. A partir de ces connaissances, la gestion doit viser l'augmentation du potentiel évolutif des écosystèmes afin de leur offrir la capacité à suivre une nouvelle trajectoire écologique en fonction de l'évolution des contextes socio-économique et écologique. Cette gestion doit donc permettre une certaine flexibilité. C'est pourquoi il est essentiel d'avoir recours à la gestion adaptative dans les cas de mesures compensatoires (Regnery, 2013). La gestion adaptative a pour particularité d'intégrer

l'incertitude dans ses pratiques avec un retour processus d'apprentissage continu devant permettre une remise en question et un ajustement des mesures prises sur le terrain en fonction des réponses du système société-nature (Holling 1978).

Discussion conclusive

Par le biais de cette réflexion exploratoire, nous introduisons le concept de compensation climatique qui ajoute une dimension fondamentale à la compensation écologique forestière et qui, de fait, questionne à nouveau la faisabilité écologique, la notion d'équivalence et surtout ce qu'elle recouvre. Effectivement, si l'on prend en considération le potentiel évolutif des écosystèmes dans le cadre de l'adaptation au changement climatique, alors la question de l'équivalence va se poser nécessairement différemment : il faudra garantir le potentiel adaptatif futur de l'écosystème considéré dans l'action de restauration anticipative, ou ECAM, faisant suite au besoin de compensation écologique. Ce potentiel adaptatif recherché pourra éventuellement passer par un choix différent en termes de populations ou d'espèces à planter sur le site à restaurer pour anticiper les potentiels impacts futurs, et générera probablement d'avantage de questions, de discussions et de polémiques autour de l'équivalence.

La mise en œuvre effective de l'ECAM et son suivi dans le temps sont possibles et durables pour le cas de la forêt en France compte tenu du fait que les forêts sont gérées soit par l'Etat, soit par des propriétaires privés organisés en réseaux garantissant une gestion sur le long terme difficile à mener par des gestionnaires isolés. Par ailleurs, ces structures ou propriétaires pourraient signaler rapidement, en amont, les lieux dégradés qui seraient à restaurer, créant de fait des sites prioritaires (de futurs « *hotspot* » pour la migration assistée). Des initiatives similaires pourraient alors se créer pour des autres types de socio-écosystèmes comme les pâturages, l'ostréiculture, etc.

Ainsi, la question de la compensation écologique pour le cas particulier des forêts pose des enjeux complexes en termes d'approches et de prises de décisions liés à la gestion de forêts sur le très long terme en lien avec le changement climatique. Il reste que les pistes que nous avons proposées ici, au moins pour la compensation des forêts tempérées, sont là d'abord et avant tout, pour ouvrir un débat plus large sur l'épineuse mise en pratique d'une réglementation forestière déjà ancienne et qui a du mal à se déployer aujourd'hui au mieux qu'elle ne le devrait. Elles ouvrent par ailleurs des perspectives nouvelles, qui intéressent plus globalement la question de la compensation, quel que soit le milieu à restaurer, en élargissant le spectre des mesures de restauration et de leurs bénéfices associés.

Bibliographie

- Benito-Garzón, M., Ha-Duong, M., Frascaria-Lacoste, N., Fernández-Manjarrés, J., 2013. Habitat Restoration and Climate Change: Dealing with Climate Variability, Incomplete Data, and Management Decisions with Tree Translocations. *Restor. Ecol.* 21, 530–536.
- Hoegh-Guldberg, O., Hughes, L., McIntyre, S., Lindenmayer, D.B., Parmesan, C., Possingham, H.P., Thomas, C.D., 2008. Assisted colonization and rapid climate change. *Science* (80-.). 321.
- Holling, C.S., 1978. *Adaptive environmental assessment and management*. New York.
- Hunter, M.L., 2007. Climate change and moving species: furthering the debate on assisted colonization. *Conserv. Biol.* 21, 1356–8.
- Loarie, S.R., Duffy, P.B., Hamilton, H., Asner, G.P., Field, C.B., Ackerly, D.D., 2009. The velocity of climate change. *Nature* 462, 1052–5.
- McLachlan, J.S., Hellman, J.J., Schwartz, M.W., 2007. A framework for debate of assisted migration in an era of climate change. *Conserv. Biol.* 21, 297–302.
- McLane, S.C., Aitken, S.N., 2012. Whitebark pine (*Pinus albicaulis*) assisted migration potential: testing establishment north of the species range. *Ecol. Appl.* 22, 142–53.
- Parmesan, C., 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 37, 637–669.
- Pedlar, J.H., Mckenney, D.W., Aubin, I., Beardmore, T., Iverson, L., Neill, G.A.O., Winder, R.S., Ste-marie, C., Pedlar, J., Kenney, W.M., 2012. Placing Forestry in the Assisted Migration Debate. *Bioscience* 62, 835–842.
- Regnery, B., 2013. *Les mesures compensatoires pour la biodiversité, Conception et perspectives d'application*. Université Pierre et Marie Curie.
- Ricciardi, A., Simberloff, D., 2009. Assisted colonization: good intentions and dubious risk assessment. *Trends Ecol. Evol.* 24.
- Sax, D.F., Smith, K.F., Thompson, A.R., 2009. Managed relocation: a nuanced evaluation is needed. *Trends Ecol. Evol.* 24.
- Schwartz, M.W., Jessica, J., Jason, M.M., Sax, D.F., Borevitz, J., Brennan, J., Fielder, D., Gill, J., Gonzalez, P., Jamieson, D.W., Javeline, D., Minter, B., Polasky, S., David, M., Safford, D., Schneider, S., 2012. Managed Relocation: Integrating the Scientific, Regulatory, and Ethical Challenges. *Bioscience* 62, 732–743.
- Seddon, P.J., 2010. From Reintroduction to Assisted Colonization: Moving along the Conservation Translocation Spectrum. *Restor. Ecol.* 18, 796–802.
- SERI, 2004. *L'ABCdaire sur l'écologie de la restauration de la SER Internationale*.
- Ste-marie, C., Nelson, E.A., Dabros, A., Bonneau, M., 2011. Assisted migration : Introduction to a multifaceted concept. *For. Chron.* 87, 724–730.
- Whitham T.G., DiFazio S.P., Schweitzer J.A., Shuster S.M., Allan J.G., Bailey J.K., Woolbright S.A., 2008. Extending genomics to natural communities and ecosystems. *Science*. 320, 492-495.
- Young T. P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* 92(1): 73-83.

Annexes 2 : Poster présenté à l'occasion de l'« European Climate Change and Adaptation Congress » de 2015 à Copenhague :

Adaptive capacity assessments in forest social-ecological systems



Roxane Sansivestri, Nathalie Frascaria & Juan Fernandez, UMR 8079, France



Background

- Uncertainty about climate change (CC) poses real management decision challenges to foresters in order to maintain sustainable provision of ecosystem services
- In general terms, the *adaptive capacity (AC, ability of the system to adjust and adapt their practices) of actors in a changing world* depends largely on the levels of social, political, resource and natural capitals.
- However, before proposing or implementing new management strategies, it is essential to understand the forestry system and its components as the *real structure and dynamics* may differ from the institutional views.

Adaptive Capacity Analysis

Here we developed a method based on Stakeholders Assessments, System conceptualization and Capital Estimation (SSC). In a nutshell, the method consists in a) interviewing different local forest actors from (institutions, managers, private owners and industry) to construct a forest model (Fig.1); b) to evaluate the information gathered from the interviews upon social, political, resource and natural capitals to estimate AC (Fig.2).

This method has been applied for 5 forest social ecological systems (SES) in France, encompassing more than 80 interviews with institutions and actors. Here we present the results for one of them: the « Massif des Landes » (ML) forest.

The « Landes » forest:

The ML forest is a big mono-specific (*Pinus pinaster*) pine productive forest of France. Its history accounts for many catastrophic events (storms, fires...). Today, the forest is threatened by climate change and is suffering from global and local economic collapse of the wood industry.

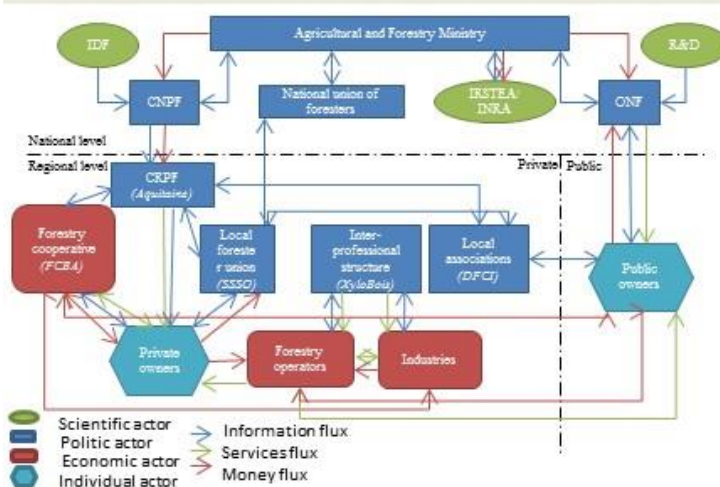


Fig. 1: ML forest conceptualization reconstructed from interviews with the different types of interactions.

Capitals assessment

The results from 20 interviews from 9 institutions or industry in the ML forest revealed different levels of capitals:

Social capital: High. Collaborations, good communication and collective memory created by past catastrophic events, breathed a local solidarity. However, the high recovery potential limits the capacity of actors to question their actual practices.

Political capital: High. ML forest benefits from a good political representativeness because of its status of first European productive forest. However, the emergence of a local political force induced a lack of trust between forest owners and the ministry of forests and agriculture, that may divide the current observed unity.

Resource capital: Medium. Local wood industry have strong historic foundations, however local economy is wobbly because of the two last storms. Some forest actors have lost trust in the future allowing cooperatives and big companies to seize the local market. If relevant decisions are taken today, an economic recovery is possible.

Natural capital: Low. Threatened by CC. This threat is mostly due to the emotional attachment to *Pinus pinaster* of actors and the mono-specificity ensuing and could cause an irreversible ecological shift.

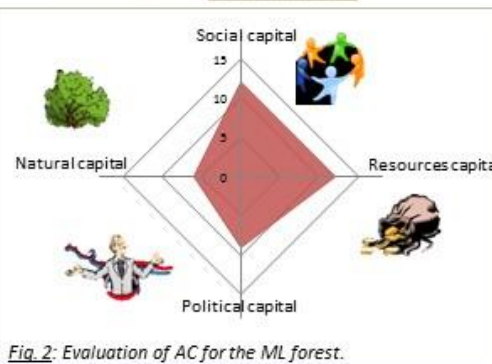


Fig. 2: Evaluation of AC for the ML forest.

Conclusion:

This method has two approaches: a global and a specific. The global approach allowed to understand the forest system and the specific approach highlights the weaknesses and the strengths of the SES. The capital estimation gave us access to the actor's priorities for which relevant adaptive strategies for sustainable forest management need to be proposed. Here, for the case of ML forest, the priority is to change the forest perception of actors and introduce more diversity in tree population.