



Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, le numéro de l'article et le DOI.

Le choix des états de référence en écologie de la restauration : enseignements de projets menés dans divers écosystèmes

Benjamin WEIGEL¹, Maria ALP², Ivan BERNEZ³, Renaud JAUNATRE⁴, Marie-Laure ACOLAS¹, Didier ALARD⁵, Virginie ARCHAIMBAULT⁶, Christine ARGILLIER^{7,13}, Marie-Lise BENOT⁵, Vincent BERTRIN¹, Adeline BULOT⁸, Henrique CABRAL¹, Christian CHAUVIN¹, Hervé DANIEL⁸, Simon DUFOUR⁹, Aure DURBECQ¹⁰, André EVETTE⁴, Mathieu FLOURY⁶, Hugo FONTES¹¹, Adeline FRANCOIS⁴, Alienor JELIAZKOV⁶, Elven LANOE³, Mario LEPAGE¹, Soizig LESTRADIC⁵, Marlène ROLAN-MEYNARD^{7,12,13}, Evelyne TALES⁶, Marc THIBAUT¹¹, Laure CARASSOU¹

¹ INRAE EABX, 33612, Cestas, France.

² INRAE RiverLy, 69625, Villeurbanne, France.

³ UMR DECOD, 35042, Rennes, France.

⁴ Univ. Grenoble Alpes, INRAE LESSEM, 38402, Martin-d'Hères, France.

⁵ Université de Bordeaux, INRAE, UMR BIOGECO, 33615 Pessac, France.

⁶ Université Paris-Saclay INRAE HYCAR, 92761, Antony, France.

⁷ Aix-Marseille Univ., INRAE, RECOVER, 13182 Aix en Provence, France.

⁸ Institut Agro, INRAE, ESA, BAGAP, 49000 Angers, France.

⁹ Université Rennes 2 - UMR 6554, 35043, Rennes, France.

¹⁰ Aix Marseille Univ., Avignon Univ., CNRS, IRD, IMBE, Marseille.

¹¹ Tour du Valat, 13200, Arles, France.

¹² Service EcoAqua, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, OFB, Aix-en-Provence, France.

¹³ Pôle R&D ECLA, France.

Correspondance : Benjamin WEIGEL, Benjamin.weigel@inrae.fr

L'objectif de la restauration écologique est d'assister l'autoréparation d'écosystèmes endommagés, dégradés ou détruits, afin d'en rétablir un fonctionnement autonome et résilient. Mais quel objectif spécifique faut-il alors viser ? La notion de « succès » en restauration repose en effet sur la définition d'états de référence, qui servent de repères pour orienter les actions à engager. Ces références peuvent correspondre à un état de pré-dégradation ou à une condition choisie fondée sur des critères écologiques, historiques ou fonctionnels. Cependant, comment ces références sont-elles définies en pratique ?

Introduction

La restauration écologique vise à assister l'autoréparation d'un écosystème endommagé, dégradé ou détruit, en rétablissant sa structure, ses fonctions et les processus écosystémiques, pour les orienter vers un état résilient (SER, 2002)¹. Cependant, face à des changements persistants des conditions environnementales, qui ne peuvent être atténués par des actions locales, restaurer fidèlement un état statique passé n'est pas toujours ni possible ni pertinent (Jackson et Hobbs, 2009 ; Dufour et Piégay, 2009). Dans ces cas, les efforts de restauration peuvent cependant contribuer à atteindre plutôt un état alternatif, permettant de maintenir les services écosystémiques sou-

haités (Penaluna *et al.*, 2017). L'objectif de la restauration écologique dite « *sensu stricto* » reste néanmoins clair : guider l'écosystème vers un état fonctionnel et structurel résilient, défini à partir d'un état de référence (Balaguer *et al.*, 2014). Le succès d'une restauration se définit et s'évalue donc à partir d'une référence, qui sert à la fois de guide pour les actions et de point de comparaison. Pourtant, en pratique, déterminer cet état reste un défi, car si sa définition repose sur des critères écologiques, elle s'inscrit nécessairement dans des contextes historiques et sociétaux multiples, et relevant de visions parfois divergentes des parties prenantes (McNellie *et al.*, 2020 ; White et Walker, 1997). Ainsi, le choix d'un état

1. *Society for Ecological Restoration.*

de référence demeure encore fortement débattu et comporte une part de subjectivité, liée aux objectifs poursuivis et aux contraintes propres à chaque contexte de restauration (Balaguer *et al.*, 2014 ; Prach *et al.*, 2019).

Dans cet article, nous n'adoptons pas une approche normative visant à définir ce que devrait être un « bon » état de référence d'un point de vue strictement écologique. Notre objectif est plutôt de documenter la manière dont les états de référence sont effectivement sélectionnés et mobilisés dans des projets de restauration déjà mis en œuvre, en tenant compte à la fois des critères écologiques invoqués et du cadre institutionnel, réglementaire et opérationnel dans lequel ces choix s'inscrivent.

Il convient notamment de distinguer l'objectif social global d'une stratégie de restauration (par exemple, lutter contre le déclin de la biodiversité ou restaurer des services écosystémiques) des objectifs techniques précis d'une action particulière (recréer tel biotope, favoriser tel assemblage d'espèces). Les états de référence, définis à partir de l'objectif global, servent donc à fixer les objectifs des actions spécifiques, mais leur choix peut être limité par des contraintes techniques, le manque de données ou des résistances de la part des populations locales. Les socio-écosystèmes sont, comme tous les écosystèmes, dynamiques en perpétuel changement (White et Walker, 1997), ce qui complique encore davantage la définition d'états de référence figés.

Par ailleurs, des différences entre disciplines scientifiques impliquées (par exemple : écologie, hydrologie ou gestion environnementale) ou types d'écosystèmes étudiés, peuvent influencer la manière dont les états de référence sont choisis et évalués dans le cadre appliqué de la restauration écologique. Ces différences reflètent en partie l'histoire des pratiques de gestion et de suivi propres à chaque discipline et à chaque milieu, ainsi que leur formalisation progressive dans des cadres réglementaires distincts. Par exemple, dans les milieux aquatiques, la directive cadre sur l'eau (DCE) structure fortement la définition des objectifs et des états de référence, à travers la notion de bon état écologique et chimique. Ces choix ont des implications profondes sur les projets de restauration, car ils conditionnent la formulation des objectifs techniques. Plus généralement, ils s'insèrent dans des configurations institutionnelles et des choix de gouvernance. Ceux-ci déterminent l'implication des acteurs dans le processus et, *in fine*, le jugement sur la réussite des actions.

La littérature scientifique distingue principalement trois approches : les « références historiques », correspondant à un état précédant les perturbations humaines majeures ; les « références contemporaines », fondées sur des écosystèmes considérés en bon état écologique car peu ou pas dégradés par des activités destructrices ; et les « références fonctionnelles », qui mettent l'accent sur les processus écosystémiques plutôt que sur la biodiversité. Ces différentes approches ne s'excluent pas mutuellement et peuvent être combinées selon les objectifs de restauration et les contraintes locales. Plus récemment, d'autres propositions ont émergé, telles que les « références tournées vers le futur », qui anticipent les changements globaux, ou les « références dynamiques », qui reconnaissent la variabilité et l'évolution des socio-écosystèmes (Hiers *et al.* 2012 ; Choi, 2004). Il reste par

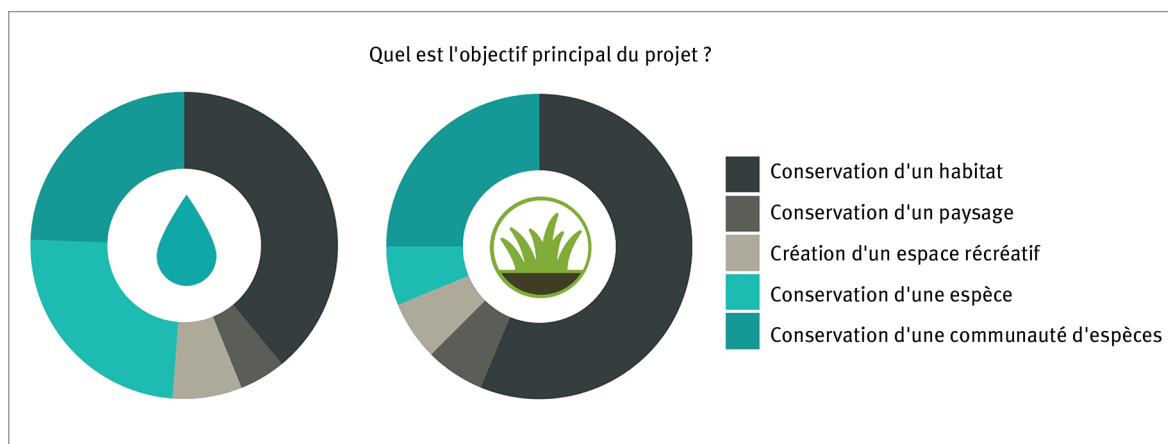
ailleurs essentiel de distinguer l'échelle de la référence, qu'elle soit temporelle ou spatiale, des critères retenus pour l'évaluation, qu'ils soient fonctionnels, taxonomiques ou structurels.

Une compréhension fine des interconnexions entre les dimensions écologiques, sociales et économiques est essentielle lors du choix de l'état de référence, car ces interconnexions influencent fortement la trajectoire et le succès final des projets de restauration (White et Walker, 1997). Il n'existe pas de référence « juste » ou « fausse » en soi : toute référence est relative au contexte écologique et socio-économique dans lequel elle s'inscrit, ainsi qu'aux contraintes de faisabilité (White et Walker, 1997 ; Higgs, 2005 ; Balaguer *et al.*, 2014). D'où l'importance de rendre explicite la démarche ayant conduit à la sélection de l'écosystème de référence.

Récemment, la recherche en écologie de la restauration s'est éloignée d'une focalisation exclusive sur les références historiques, souvent supposées « naturelles » (Morandi et Piégay, 2017 ; Shackelford *et al.*, 2024). Tandis que la connaissance de la trajectoire historique de l'écosystème est très importante pour fixer des objectifs pertinents dans un cadre donné (Dutoit, 2014), elle reste souvent difficile à reconstituer et incomplète (Lespez *et al.*, 2015). Selon la trajectoire passée, parfois longue et marquée par plusieurs transformations, plusieurs états historiques peuvent potentiellement être visés, le choix d'un seul état de référence devenant très subjectif (Alard, 2002). L'accélération des changements globaux et la multiplication de leurs effets rend le retour à un tel état antérieur « intact et statique » de plus en plus irréaliste et ne correspond pas nécessairement aux objectifs souhaités par les différents acteurs (Dufour et Piégay, 2009). Aujourd'hui, les écologues de la restauration s'efforcent donc plutôt d'intégrer des références plus atteignables, définies de manière holistique et multidimensionnelle, en tenant compte de différentes échelles spatiales et temporelles (Aronson *et al.*, 2017).

En pratique, il est encore trop rare que les états de référence soient établis dans une perspective intégrée, et que les objectifs de restauration soient définis explicitement, bien que des progrès soient déjà visibles sur ce point (Castillo-Mandujano et Smith-Ramírez, 2022). Plutôt que de viser un état de référence multidimensionnel, intégrant la complexité écologique et les variations spatio-temporelles, les efforts de restauration se concentrent encore trop souvent sur des dimensions uniques. Cette approche, qualifiée de « tyrannie des petits projets » (Duval, 2021), conduit à des actions isolées, sans vision paysagère ou méta-écosystémique (Truchy *et al.*, 2025), limitant ainsi leur efficacité à des impacts locaux ou ponctuels et parfois même contre-productifs lorsqu'il y a des interférences négatives entre les « petits projets ». L'utilisation d'états de référence en restauration écologique pose plusieurs défis. Le syndrome du « *shifting baseline* » (Pauly, 1995) montre que notre perception d'un environnement « normal » est biaisée par nos expériences limitées dans le temps (Moreau *et al.*, 2023), risquant de normaliser une dégradation progressive. Même si le choix d'une référence strictement historique n'est pas toujours pertinent, cette dimension continue d'influencer la construction des états de référence et leur perception. La connaissance de la trajectoire his-

Figure 1 – Proportions de réponses par type d'écosystème à la question « Quel est l'objectif principal du projet ? ». Cette question était à choix multiple, permettant de sélectionner plusieurs catégories, formulées à partir du vocabulaire couramment mobilisé dans les projets, sans constituer une définition normative de la restauration écologique. Le graphique en anneau à gauche (le symbole de la goutte d'eau) représente les projets aquatiques, celui de droite (le symbole du sol avec la plante) les projets terrestres.



torique de l'écosystème peut aider à corriger ce biais, mais leur choix reste délicat : l'histoire écologique d'un site est marquée par des états successifs, et une période mal sélectionnée peut s'avérer aussi arbitraire qu'une référence contemporaine dégradée. Les données historiques sont de plus, souvent incomplètes, limitant la connaissance des conditions passées. Pour y remédier, les écologues utilisent des sites analogues non perturbés, des modèles théoriques ou des références « idéales », entendues ici comme des états attendus ou souhaités à partir de connaissance écologique plutôt que directement observés. Le choix de l'échelle spatio-temporelle et l'impact du changement climatique rendent de plus certains états passés irréversibles et ajoutent à la complexité de l'exercice.

Pour mieux comprendre la manière dont ces états de référence sont réellement sélectionnés dans la pratique, nous avons mené une étude pilote sur leur sélection lors de la mise en œuvre des différents projets de restauration, explorant comment les divers types de références sont mobilisés, quelles contraintes influencent ces choix, et comment les décisions s'articulent avec les objectifs écologiques et institutionnels des projets. Dans ce qui suit, la distinction entre projets terrestres et aquatiques est mobilisée comme un prisme d'analyse. Elle permet d'illustrer comment différents cadres institutionnels, types de données disponibles et objectifs écologiques influencent la sélection et l'usage des états de référence.

Méthodes et résultats de l'enquête

Nous avons mené une enquête en ligne auprès de chercheurs affiliés au Réseau d'écologie de la restauration d'INRAE (REI), afin de couvrir une diversité d'écosystèmes et de territoires en France métropolitaine. Au total, vingt chercheurs ont répondu à cette enquête. Parmi les projets renseignés, trente-deux disposant d'objectifs clairement définis ont été retenus pour l'analyse. Ces projets ont été conduits entre 1999 et 2023. Ce réseau constituant un cadre structuré a permis de regrouper des projets de restauration dans différents types d'écosystèmes

et à travers le territoire métropolitain dans lesquels les chercheurs étaient directement impliqués. Notre enquête n'avait pas pour objectif de constituer un échantillon représentatif de l'ensemble des projets de restauration menés en France, mais de documenter des pratiques issues d'un corpus cohérent de projets de restauration appliquée et couvrant une diversité de cas. Ces projets concernaient deux grands types d'écosystèmes : neuf projets en milieux terrestres (pelouses sèches tempérées – méditerranéennes et montagnardes, prairies de montagne et alluviales) et vingt-trois projets en milieux aquatiques (cours d'eau, plans d'eau, zones humides d'eau douce et de transition, comme les berges de rivière ou les marais côtiers). Pour comparer les types d'états de référence entre écosystèmes, nous avons examiné la répartition des choix effectués dans les projets. Seuls les projets ayant des objectifs clairement définis ont été utilisés.

La première question de l'enquête portait sur les objectifs principaux du projet de restauration. Notre analyse a révélé des différences notables : les projets terrestres visaient principalement la restauration des habitats (structure, composition et fonctions écologiques), tandis que les projets aquatiques mettaient davantage l'accent sur la conservation d'espèces ou de communautés d'espèces (figure 1). Ces résultats suggèrent que, pour les trente-deux sites étudiés, le choix des états de référence peut donc être influencé par les spécificités écologiques et les priorités de gestion propres à chaque type d'écosystème.

Dans la suite de l'enquête, les participants devaient évaluer le poids relatif de différents acteurs dans la sélection des états de référence sur une échelle de Likert allant de 0 à 5, où 0 signifie « pas du tout important » et 5 « très important » (figure 2).

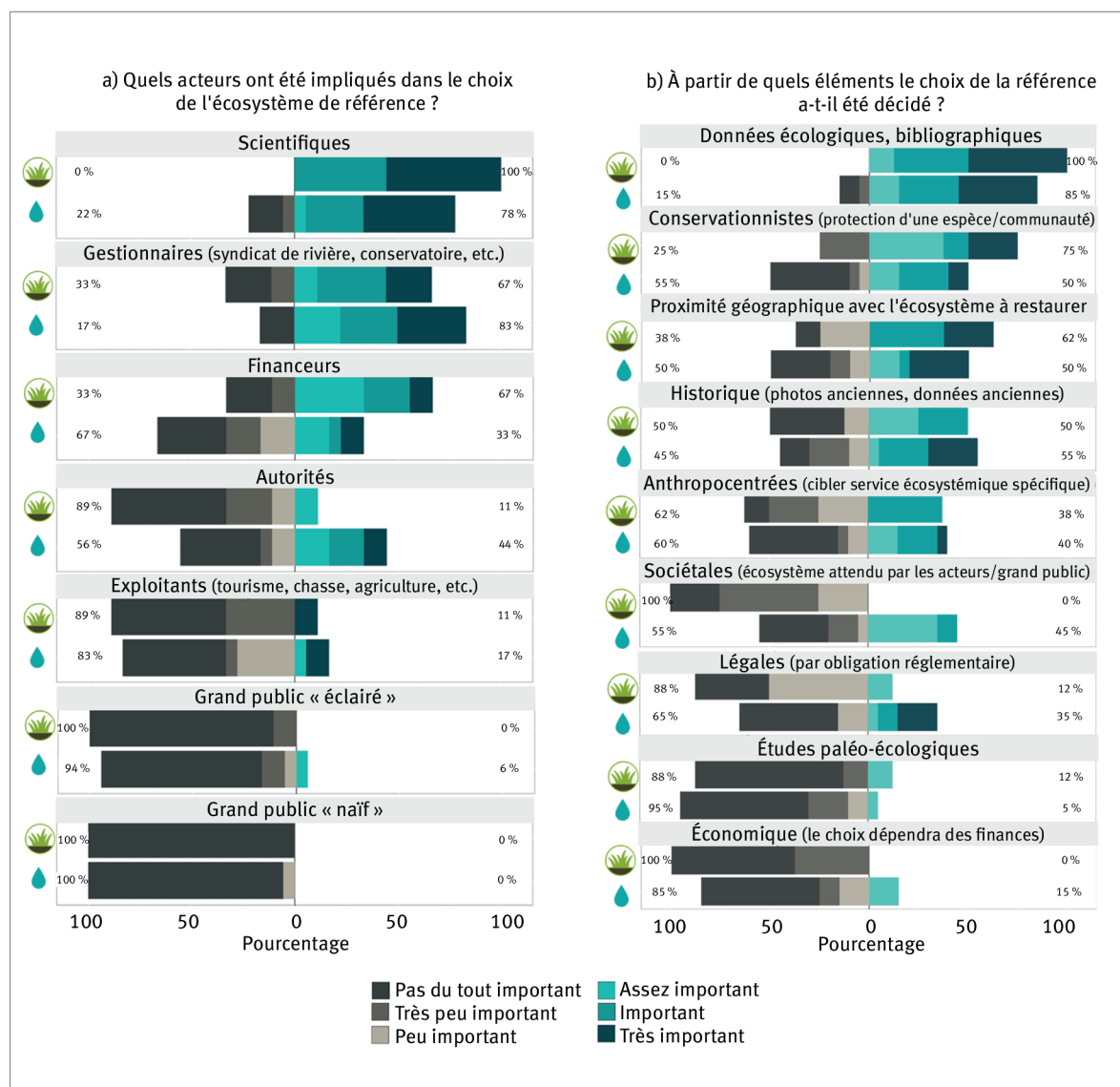
Dans le texte qui suit, le terme « important » associé au choix de la référence reflète la perception des répondants quant au rôle effectif de ces acteurs dans la prise de décision au sein du projet, et non une évaluation normative de leur rôle en général. De manière générale, dans tous les projets terrestres, et dans plus des trois quarts des projets aquatiques, les scientifiques sont signalés comme

jouant un rôle clé dans la sélection des conditions de référence (figure 2a). Les gestionnaires jouent également un rôle central avec une importance plus marquée dans les milieux aquatiques qu'en milieux terrestres (soit plus que les scientifiques pour ces milieux, ce qui indique que les résultats ne reflètent pas simplement le profil scientifique des répondants, mais bien leur évaluation du contexte global du projet). Par ailleurs, les financeurs étaient perçus comme importants dans deux tiers des projets terrestres, et dans seulement un tiers des projets aquatiques. À l'inverse, les autorités étaient jugées moins importantes dans les projets terrestres que dans les projets aquatiques, probablement en raison du cadre réglementaire de la DCE plus contraignant quant aux objectifs de restauration de la qualité écologique et chimique des écosystèmes aquatiques. Les répondants, tous types d'écosystèmes confondus, s'accordaient aussi

pour dire que les parties prenantes telles que les opérateurs touristiques, chasseurs, agriculteurs ou grand public n'étaient pas considérées comme importantes dans le choix des conditions de référence. Ces différences ne constituent pas une opposition stricte entre milieux terrestres et aquatiques, mais illustrent la manière dont les cadres institutionnels, les objectifs écologiques et les types de données disponibles structurent concrètement la sélection des états de référence.

La question suivante de l'enquête portait sur les éléments considérés comme importants dans la définition des états de référence, ainsi que sur les critères utilisés pour ce choix (figure 2b). Quel que soit le type de milieu à restaurer, c'est l'existence de données écologiques remobilisables et de la littérature scientifique qui oriente le plus le choix des états de référence. Toutefois, selon le type d'écosystème, des différences sont notées.

Figure 2 – Réponses proportionnelles à la question a) Quels acteurs ont été impliqués dans le choix de l'écosystème de référence ? et b) Sur la base de quels critères/éléments/facteurs le choix de référence a été fait ? Le symbole de la goutte d'eau représente les résultats des projets aquatiques, le symbole du sol avec la plante représente les résultats des projets terrestres.



Par exemple, alors que les enjeux de protection ou de conservation d'espèces étaient fréquemment déterminants dans le choix des états de références des actions conduites en milieux aquatiques, c'est la restauration des écosystèmes dans leur ensemble qui motivait ce choix en milieux terrestres. De plus, alors que les aspects sociétaux étaient peu considérés dans les projets terrestres, ils étaient par contre reconnus d'intérêt dans près de la moitié des projets en milieux aquatiques.

Bien que les considérations réglementaires (catégorie « légal ») aient joué un rôle globalement mineur, elles apparaissent comme relativement plus influentes dans le choix des références pour les projets aquatiques que pour les projets terrestres. Un résultat particulièrement frappant est l'absence quasi systématique d'importance accordée aux aspects économiques. Ce résultat peut certes être biaisé par le fait que l'enquête était destinée aux scientifiques et non aux financeurs, mais il suggère tout de même que les références n'ont pas été choisies en fonction de contraintes financières. Cette absence d'influence économique reflète probablement le fait que l'enquête portait sur des projets déjà financés ; en pratique, les contraintes financières interviennent en amont, et les projets trop coûteux sont souvent abandonnés. Dans les faits, bien que les contraintes financières interviennent souvent en amont, le choix de l'état de référence peut également guider la conception du projet et le choix des techniques de restauration, créant une interaction entre objectifs et faisabilité économique. De même, la proximité géographique entre les sites de référence et les sites restaurés n'a été jugée importante que dans la moitié des projets, avec une légère tendance à être davantage prise en compte dans les projets terrestres (62 %) que dans les projets aquatiques (50 %), mais le

manque de données disponibles ou de sites de référence adaptés à proximité pourrait expliquer ce rôle modéré.

Les deux dernières questions étaient relatives à l'évaluation du succès des projets de restauration analysé par rapport aux états de référence. Nous avons d'abord cherché à savoir quels éléments, abiotiques et biotiques, étaient pris en compte pour évaluer ce succès (figure 3). Nous n'avons pas mis en évidence de différences marquées entre projets terrestres et aquatiques dans ce choix. On note cependant quelques spécificités telles que la prise en compte de la chimie de l'eau pour les milieux aquatiques par exemple. Dans les projets aquatiques, les traits d'espèces ont été aussi davantage pris en compte, et des éléments liés aux fonctions écosystémiques ont également été mobilisés, ce qui n'a pas été le cas dans les projets terrestres.

Nous avons ensuite analysé comment la variabilité était prise en compte dans la définition des états de référence : soit aucune prise en compte, soit une prise en compte de la variabilité temporelle, spatiale, ou de la dynamique de cet état (cette dernière correspondant à des références modélisées intégrant de grandes tendances, comme celles liées au changement climatique). Le résultat le plus marquant est que, dans un tiers des projets, la référence a été définie comme une valeur fixe ou un état figé, sans considérer l'hétérogénéité spatiale, les évolutions temporelles ou la dynamique du système (figure 4). Dans un peu plus de 50 % des projets, une variabilité temporelle a été intégrée, et quelques-uns ont pris en compte une variabilité dynamique via des approches de modélisation. La différence la plus marquée entre types d'écosystèmes concerne la variabilité spatiale, plus présente dans les projets terrestres (66 %) que dans les projets aquatiques (43 %).

Figure 3 – Réponses proportionnelles aux caractérisations de l'écosystème de référence, à la suite de la question : quels éléments sont pris en compte pour l'évaluation de la restauration vis-à-vis de cette référence ? La catégorie « abiotique » inclut également, de manière marginale, des indicateurs socio-économiques rapportés dans certains projets aquatiques. Le symbole de la goutte d'eau représente les résultats des projets aquatiques, le symbole du sol avec la plante représente les résultats des projets terrestres.

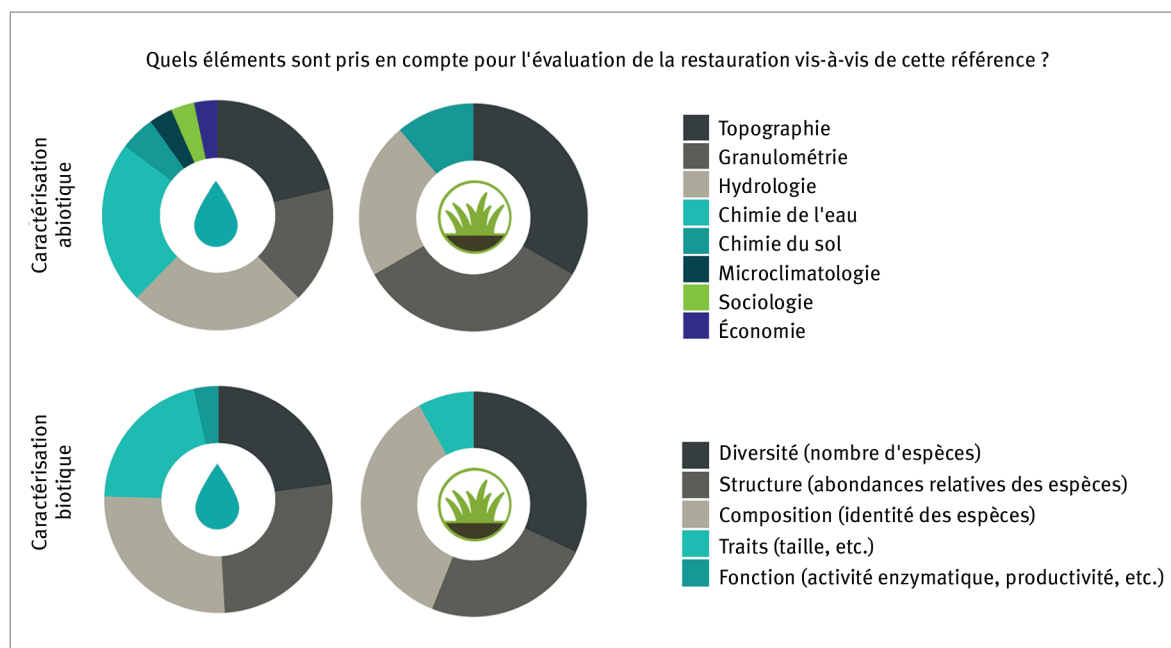
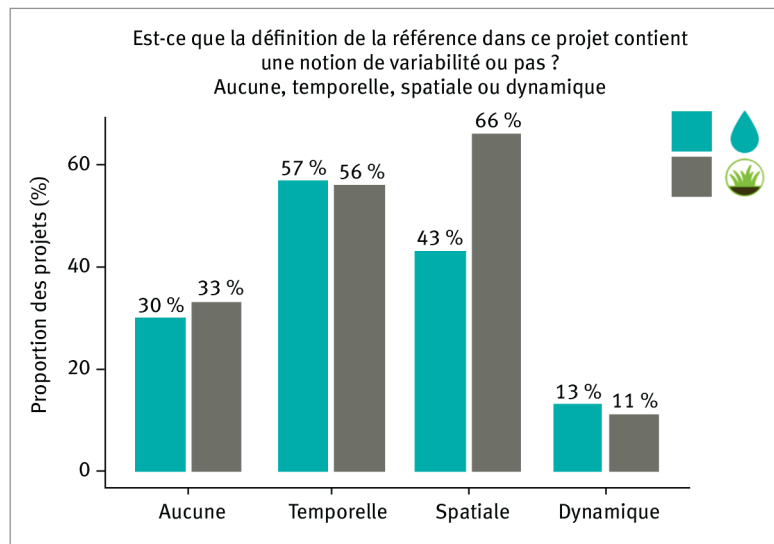


Figure 4 – Réponses proportionnelles à la question : « Est-ce que la définition de la référence dans ce projet contient une notion de variabilité (spatiale ou temporelle ou dynamique) ou pas ? ».

Chaque catégorie a été évaluée indépendamment des autres, sans prise en compte des éventuelles combinaisons. Le symbole de la goutte d'eau représente les résultats des projets aquatiques, le symbole du sol avec la plante représente les résultats des projets terrestres.



Principaux constats et différences observées selon les types d'écosystèmes et les objectifs de restauration

Le choix des états de référence en restauration écologique est essentiel pour évaluer son succès. Pourtant, ce concept multifactoriel, profondément ancré dans les principes d'écologie, mais aussi influencé par les valeurs sociétales et les contraintes économiques, exige une compréhension globale des objectifs de restauration (Moore *et al.*, 1999). À travers cette étude pilote, nous avons cherché à mettre en lumière les considérations actuellement prises en compte lors de la définition des états de référence dans la mise en œuvre de projets de restauration réalisés sur le territoire métropolitain. Notre étude révèle un certain consensus sur la manière dont les états de référence sont définis, tout en identifiant des différences pour un panel de trente-deux sites entre les écosystèmes terrestres et aquatiques en France, reflétant à la fois la diversité des approches conceptuelles et la complexité des décisions impliquées.

En comparant les objectifs principaux des projets évalués, nous avons constaté que ceux portant sur les écosystèmes terrestres étaient plus fréquemment axés sur la restauration des habitats, tandis que les projets relatifs aux écosystèmes aquatiques visaient plus souvent la conservation d'espèces ou de communautés d'espèces. Il convient de noter que ces réponses reflètent les choix proposés dans le questionnaire et n'impliquent pas que la conservation au sens strict soit l'objectif initial des actions de restauration ; dans la pratique, il s'agit souvent de restaurer un habitat dégradé, ce qui permet à terme la préservation des espèces. Ces différences dans les objectifs de restauration, bien qu'elles ne traduisent pas une séparation stricte entre les types d'écosystèmes, suggèrent que les états de référence peuvent être influen-

cés par le contexte écologique spécifique et les priorités de gestion propres à chaque projet. Dans le cas des projets terrestres, l'accent mis sur les habitats reflète en particulier l'importance des structures paysagères et de la connectivité écologique pour que les objectifs de restauration soient atteints. Dans les projets aquatiques de notre enquête, l'accent mis sur les espèces reflète souvent des actions de conservation ou de réintroduction ciblées par exemple le démantèlement de barrages pour favoriser le retour du saumon et d'autres poissons migrateurs, mais peut également inclure des mesures visant à restaurer la connectivité. L'influence des parties prenantes varie également selon le type d'écosystème. Cependant, la forte représentation des scientifiques parmi nos répondants peut expliquer le poids accordé à leur expertise et la faible mention des usagers. Cette approche centrée sur l'expertise scientifique et technique souligne que la dimension socioculturelle reste encore peu intégrée dans les projets bénéficiant d'un accompagnement scientifique, malgré des appels croissants à davantage de co-construction des projets de restauration. Les financeurs jouent un rôle plus marqué dans les projets terrestres, tandis que les autorités réglementaires sont plus influentes dans les projets aquatiques. Ce contraste peut découler de différences fondamentales dans les cadres réglementaires qui régissent la gestion des différents types d'écosystèmes. Les deux types d'écosystèmes sont concernés par la directive « Habitats » (DH, Directive 92/43/CEE), qui vise la conservation d'espèces ou d'habitats spécifiques à l'échelle d'un réseau de sites. Cependant, les écosystèmes aquatiques sont également soumis à la directive cadre sur l'eau (DCE, directive 2000/60/CE), qui introduit une dimension supplémentaire : la notion de bon état écologique et chimique, dont l'atteinte suppose le bon fonctionnement des écosystèmes et nécessite l'implication des autorités à différents niveaux. Pour les milieux terrestres, la directive « Habitats » fournit un cadre contraignant pour les habitats d'intérêt communautaire et les espèces ciblées. Cependant, ce cadre reste moins précis et opérationnel que celui de la DCE, ce qui peut expliquer en partie l'importance perçue plus faible des autorités dans les projets terrestres. Avec l'adoption récente du règlement européen sur la restauration de la nature (Règlement (UE) 2024/1991), des objectifs de restauration écosystémiques plus larges et juridiquement contraignants seront désormais appliqués à tous les types d'écosystèmes. Pour définir et caractériser les états de référence à l'aide de mesures biotiques, les projets terrestres s'appuient donc surtout sur l'identité des espèces, leur nombre et leur abondance. Les projets aquatiques intègrent aussi fréquemment les traits d'espèces, indiquant une approche plus fonctionnelle dans ces écosystèmes, tandis que les projets terrestres privilégient l'identité des espèces pour évaluer le succès de la restauration.

Notre enquête indique aussi que les données écologiques et la littérature scientifique jouent un rôle primordial dans le choix des états de référence pour les deux types d'écosystèmes. Cela souligne le rôle central des connaissances d'experts et des données scientifiques dans la conception des projets de restauration, indépendamment du cadre réglementaire. Il faut toutefois noter que ce résultat reflète les perceptions d'un échantillon majoritairement composé de scientifiques,

et peut donc être influencé par leur pratique habituelle de mobilisation de données et de littérature existante. Cette observation ne prétend donc pas représenter tous les projets existants. Dans les projets en milieu terrestre comme aquatique, les données de suivis spécifiques au site semblent également très importantes pour définir les conditions de référence. Cela met en évidence l'importance du maintien d'une collecte de données écologiques de qualité pour appuyer l'interface science-politique à travers des actions de restauration fondées sur des preuves solides. Nous avons toutefois noté que les attentes sociales, telles que l'état anticipé de l'écosystème par le public ou les parties prenantes, étaient davantage prises en compte dans les projets en milieu aquatique, tandis que de telles considérations étaient largement absentes dans les projets en milieu terrestre. Ce constat est en ligne avec les appels récurrents à un changement de paradigme dans la littérature en écologie de la restauration (e.g. Higgs *et al.*, 2005 ; Failing *et al.*, 2013). Ainsi Alp *et al.* (2024) ont récemment souligné l'importance d'une implication active des acteurs et de l'intégration des actions de restauration dans des projets politiques de territoire menés à plus large échelle que le site d'action.

Un autre constat concerne l'intégration de la variabilité des écosystèmes dans les états de référence. Alors que plus de la moitié de ceux-ci, qu'il s'agisse de projets terrestres ou aquatiques, intégraient une variabilité spatiale ou temporelle, un tiers d'entre eux étaient définis comme des valeurs fixes, sans aucune notion de variabilité. Cela met en évidence le caractère encore trop figé et réducteur de certaines mesures d'évaluation des objectifs de restauration, en particulier à une époque où les écosystèmes évoluent à un rythme sans précédent. Une meilleure prise en compte des aspects dynamiques permettrait de mieux appréhender les conditions changeantes et la variabilité écologique qui caractérisent de nombreux écosystèmes, comme l'ont déjà recommandé Aronson *et al.* (2010), Balaguer *et al.* (2014) et d'autres. La négligence de cette variabilité pourrait biaiser l'évaluation de l'efficacité des efforts de restauration, en se traduisant par des diagnostics plus optimistes que la réalité ou inversement.

Conclusion

Notre étude de cas révèle plusieurs tendances importantes dans la définition et l'application des états de référence dans les projets de restauration en France. Elle montre également que les projets menés en milieux terrestres et aquatiques présentent des priorités et méthodes différentes, suggérant que ces expériences pourraient se nourrir mutuellement pour favoriser une approche intégrative et holistique de la restauration des écosystèmes. Dans cette perspective, en lien avec le concept de continuum terre-eau (Wedding *et al.*, 2025), la gestion conjointe des milieux terrestres et aquatiques pourrait renforcer la cohérence et l'efficacité des actions de restauration, tout en intégrant à la fois des facteurs écologiques et socio-économiques (Friberg *et al.*, 2017). Il est important de souligner que notre étude n'a pas vocation à être représentative des pratiques générales en écologie de la restauration, mais constitue plutôt un instantané de la perception scientifique telle qu'exprimée au sein

du Réseau d'écologie de la restauration (REI) d'INRAE en France. Elle fournit un premier aperçu des pratiques et des considérations liées à la définition des états de référence en France, à travers l'analyse de trente-deux projets évalués sur deux décennies, couvrant différents types d'écosystèmes et poursuivant divers objectifs. Nous pensons que ces informations, bien que non représentatives à l'échelle nationale, constituent une première contribution importante à la compréhension des choix qui sont faits en matière d'états de référence en France et illustrent bien la diversité des approches mises en place par les scientifiques et les porteurs de projets. Elles peuvent servir de socle pour orienter les réflexions futures lors de la définition des références, en sensibilisant les porteurs de projets de restauration aux limites possibles et aux éléments à prendre en compte. Les travaux futurs du réseau REI s'adresseront à la communauté scientifique internationale en écologie de la restauration, via une enquête à plus grande échelle visant à augmenter la taille de l'échantillon, la diversité des contextes, des politiques régionales, nationales et des pratiques, afin d'obtenir des résultats plus représentatifs sur les choix d'états de référence en restauration écologique et leur évolution. ■

REMERCIEMENTS

Nous remercions les départements AQUA et ECODIV d'INRAE pour leur soutien au réseau Restauration écologique INRAE (REI) et le financement des ateliers annuels REI, ainsi que l'ensemble des participants à ces ateliers pour leurs échanges et contributions aux discussions scientifiques (<https://restauration-ecologique.hub.inrae.fr/membres-du-reseau>).

RÉFÉRENCES

- Alard, D. (2002). La restauration des écosystèmes calcicoles de la basse vallée de la Seine : l'importance des échelles spatio-temporelles pour définir un écosystème de référence. *Revue d'Écologie*, Sup 9, 159-173. <https://hal.science/hal-03530024>
- Alp, M., Arnaud, F., Barthélémy, C., Bernez, I., Clemens, A., Cottet, M., ... & Lamouroux, N. (2024). Restaurer la continuité écologique des cours d'eau: que sait-on et comment passer collectivement à l'action? *Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 24(2). <https://doi.org/10.4000/12ppa>
- Aronson, J., Aguirre, N., & Muñoz, J. (2010). Ecological restoration for future conservation professionals: training with conceptual models and practical exercises. *Ecological Restoration*, 28(2), 175-181. <https://doi.org/10.3368/er.28.2.175>
- Aronson, J., Blignaut, J. N., & Aronson, T. B. (2017). Conceptual frameworks and references for landscape-scale restoration: Reflecting back and looking forward. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 102(2), 188-200. <https://doi.org/10.3417/2017003>
- Balaguer, L., Escudero, A., Martín-Duque, J. F., Mola, I., & Aronson, J. (2014). The historical reference in restoration ecology: Re-defining a cornerstone concept. *Biological Conservation*, 176, 12-20. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.05.007>
- Castillo-Mandujano, J., & Smith-Ramírez, C. (2022). The need for holistic approach in the identification of priority areas to restore: a review. *Restoration Ecology*, 30(8), e13637. <https://doi.org/10.1111/rec.13637>
- Choi, Y. D. (2004). Theories for ecological restoration in changing environment: toward 'futuristic' restoration. *Ecological research*, 19(1), 75-81. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1703.2003.00594.x>
- Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. OJ L 206, 22.7.1992, p. 7-50. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:31992L0043>
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. OJ L 327, 22.12.2000, p. 1-73. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj/eng>
- Dufour, S., & Piégay, H. (2009). From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. *River Research And Applications*, 25(5), 568-581. <https://doi.org/10.1002/rra.1239>
- Duval, A. (2021). *Retours d'expérience des mesures de restauration écologique en estuaire de Seine. Rapport de stage de Master 2 en Gestion de l'Environnement parcours GBET*. GIP Seine-Aval. <https://www.seine-aval.fr/wp-content/uploads/2021/09/2021-Alexandre-Duval-REX-Restauration.pdf>
- Dutoit, T. (2014). Restauration écologique : quelles recherches mener pour agir non seulement pour, mais aussi par le vivant ? Dans F. Rey, F. Gosselinn, A. Doré (dirs), *Ingénierie écologique. Action par et/ou pour le vivant ?* (pp. 83-98.). Éditions Quae.
- Failing, L., Gregory, R., & Higgins, P. (2013). Science, uncertainty, and values in ecological restoration: a case study in structured decision-making and adaptive management. *Restoration Ecology*, 21(4), 422-430. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00919.x>
- Friberg, N., Buijse, T., Carter, C., Hering, D., Spears, B. M., Verdonschot, P., & Moe, T. F. (2017). Effective restoration of aquatic ecosystems: scaling the barriers. *Wiley Interdisciplinary Reviews Water*, 4(1), e1190. <https://doi.org/10.1002/wat2.1190>
- Hiers, J. K., Mitchell, R. J., Barnett, A., Walters, J. R., Mack, M., Williams, B., Sutter, R. (2012). The Dynamic Reference Concept: Measuring Restoration Success in a Rapidly Changing No-Analogue Future. *Ecological Restoration*, 30(1), 27-36. <https://doi.org/10.3368/er.30.1.27>
- Higgs, E. (2005). The two-culture problem: ecological restoration and the integration of knowledge. *Restoration Ecology*, 13(1), 159-164. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00020.x>
- Jackson, S. T., & Hobbs, R. J. (2009). Ecological restoration in the light of ecological history. *Science*, 325(5940), 567-569. <https://doi.org/10.1126/science.1172977>
- Lespez, L., Viel, V., Rollet, A., & Delahaye, D. (2015). The anthropogenic nature of present-day low energy rivers in western France and implications for current restoration projects. *Geomorphology*, 251, 64-76. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.05.015>
- McNellie, M. J., Oliver, I., Dorrough, J., Ferrier, S., Newell, G., & Gibbons, P. (2020). Reference state and benchmark concepts for better biodiversity conservation in contemporary ecosystems. *Global Change Biology*, 26(12), 6702-6714. <https://doi.org/10.1111/gcb.15383>
- Morandi, B., & Piégay, H. (2017). *Restauration de cours d'eau en France: comment les définitions et les pratiques ont-elles évolué dans le temps et dans l'espace, quelles pistes d'action pour le futur?* Agence française pour la biodiversité. <https://www.gesteau.fr/sites/default/files/cpa2017-restauration-chrono.pdf>
- Moreau, C., Barnaud, C., & Mathevet, R. (2023). L'état de référence : une construction sociale. Dans L. Godet, S. Dufour, A. J. Rollet (dirs), *Conservation de la biodiversité et état de référence : la nostalgie de la nature à l'ère de l'anthropocène* (pp.65-78). ISTE. <https://hal.inrae.fr/hal-03983090v1>
- Moore, M. M., Covington, W. W., & Fulé, P. Z. (1999). Reference conditions and ecological restoration: A southwestern ponderosa pine perspective. *Ecological Applications*, 9(4), 1266-1277. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[1266:RCAERA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[1266:RCAERA]2.0.CO;2)
- Regulation (EU) 2024/1991 of the European Parliament and of the Council of 24 June 2024 on nature restoration and amending Regulation (EU) 2022/869. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52022PC0304>
- Pauly, D. (1995). Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in Ecology and Evolution*, 10(10), 430. <https://www.cambridge.org/core/books/abs/foundations-of-socioenvironmental-research/daniel-pauly-1995/9501C9C8D9EA95F7E91362F46CD9B0CA>
- Penaluna, B. E., Olson, D. H., Flitcroft, R. L., Weber, M. A., Bellmore, J. R., Wondzell, S. M., ... & Reeves, G. H. (2017). Aquatic biodiversity in forests: A weak link in ecosystem services resilience. *Biodiversity and Conservation*, 26, 3125-3155. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1148-0>
- Prach, K., Durigan, G., Fennessy, S., Overbeck, G. E., Torezan, J. M., & Murphy, S. D. (2019). A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. *Restoration Ecology*, 27(5), 917-923. <https://doi.org/10.1111/rec.13011>
- Shackelford, N., Dudley, J., Stueber, M. M., Temperton, V. M., & Suding, K. L. (2024). Measuring at all scales: sourcing data for more flexible restoration references. *Restoration Ecology*, 32(8), e13541. <https://doi.org/10.1111/rec.13541>
- Truchy, A., Eme, D., Jabot, F., Vinatier, F., Jamoneau, A., Petit, E. J., Villeneuve, B., Carassou, L., Datry, T., & Jeliakov, A. (2025). Integrating Metaecosystem Framework with Ecosystem Service Dynamics in Sociohydrosystems. *BioScience*, 76(3), 238-253. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaf192>
- Wedding, L. M., Agardy, T., Green, S., Boyle, J. S., Santos, C. F., Malhi, Y., & Crowder, L. B. (2025). Bridging land and seascape restoration for ecosystem recovery. *Npj Ocean Sustainability*, 4(1). <https://doi.org/10.1038/s44183-025-00133-6>
- White, P. S., & Walker, J. L. (1997). Approximating nature's variation: Selecting and using reference information in restoration ecology. *Restoration Ecology*, 5(4), 338-349. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1997.00547.x>