

Quels mélanges de semences sauvages et locales pour revégétaliser les milieux ouverts dégradés des Alpes ?

Stéphanie HUC, Jérémie VAN ES, Sylvain ABDULHAK,
Thomas SPIEGELBERGER, Alice DUPRÉ LA TOUR & Julien PLANCHE

DIRECTEUR DE LA PUBLICATION / *PUBLICATION DIRECTOR*: Bruno David,
Président du Muséum national d'Histoire naturelle

RÉDACTEUR EN CHEF / *EDITOR-IN-CHIEF*: Jean-Philippe Siblet

ASSISTANTE DE RÉDACTION / *ASSISTANT EDITOR*: Sarah Figuet (naturae@mnhn.fr)

MISE EN PAGE / *PAGE LAYOUT*: Sarah Figuet

COMITÉ SCIENTIFIQUE / *SCIENTIFIC BOARD*:

Luc Abbadie (UPMC, Paris)
Luc Barbier (Parc naturel régional des caps et marais d'Opale, Colémbert)
Aurélien Besnard (CEFE, Montpellier)
Vincent Boulet (Expert indépendant flore/végétation, Frugières-le-Pin)
Hervé Brustel (École d'ingénieurs de Purpan, Toulouse)
Patrick De Wever (MNHN, Paris)
Thierry Dutoit (UMR CNRS IMBE, Avignon)
Éric Feunteun (MNHN, Dinard)
Romain Garrouste (MNHN, Paris)
Grégoire Gautier (DRAAF Occitanie, Toulouse)
Olivier Gilg (Réserves naturelles de France, Dijon)
Frédéric Gosselin (Irstea, Nogent-sur-Vernisson)
Patrick Haffner (PatriNat, Paris)
Frédéric Hendoux (MNHN, Paris)
Xavier Houard (OPIE, Guyancourt)
Isabelle Le Viol (MNHN, Concarneau)
Francis Meunier (Conservatoire d'espaces naturels – Hauts-de-France, Amiens)
Serge Muller (MNHN, Paris)
Francis Olivereau (DREAL Centre, Orléans)
Laurent Poncet (PatriNat, Paris)
Nicolas Poulet (OFB, Vincennes)
Jean-Philippe Siblet (PatriNat, Paris)
Laurent Tillon (ONF, Paris)
Julien Touroult (PatriNat, Paris)

COUVERTURE / *COVER*:

Prairies de fauche de montagne, La Grave, Hautes-Alpes. Crédit photo: Sylvain Abdulhak, Conservatoire botanique national alpin.

Naturae est une revue en flux continu publiée par les Publications scientifiques du Muséum, Paris
Naturae is a fast track journal published by the Museum Science Press, Paris

Les Publications scientifiques du Muséum publient aussi / *The Museum Science Press also publishes*:
Adansonia, Zoosystema, Anthrozoologica, European Journal of Taxonomy, Geodiversitas, Cryptogamie sous-sections *Algologie, Bryologie, Mycologie, Comptes Rendus Palevol*.

Diffusion – Publications scientifiques Muséum national d'Histoire naturelle
CP 41 – 57 rue Cuvier F-75231 Paris cedex 05 (France)
Tél.: 33 (0)1 40 79 48 05 / Fax: 33 (0)1 40 79 38 40
diff.pub@mnhn.fr / <https://sciencepress.mnhn.fr>

© Publications scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 2022
ISSN (électronique / *electronic*): 2553-8756

Quels mélanges de semences sauvages et locales pour revégétaliser les milieux ouverts dégradés des Alpes ?

Stéphanie HUC
Jérémy VAN ES
Sylvain ABDULHAK

Conservatoire botanique national alpin,
Domaine de Charance, F-05000 Gap (France)
s.huc@cbn-alpin.fr
j.van-es@cbn-alpin.fr
s.abdulhak@cbn-alpin.fr

Thomas SPIEGELBERGER
Alice DUPRÉ LA TOUR

Laboratoire EcoSystèmes et Sociétés en Montagne (LESSEM), INRAE Lyon-Grenoble,
2 Rue de la Papeterie, F-38402 Saint-Martin-d'Hères (France)
thomas.spiegelberger@inrae.fr
alice.duprelatour@inrae.fr

Julien PLANCHE

Société Phytosem, La Plaine de Lachaup, F-05000 Gap (France)
julien.planche@phytosem.com

Soumis le 22 mars 2022 | Accepté le 18 juillet 2022 | Publié le 23 novembre 2022

Huc S., Van Es J., Abdulhak S., Spiegelberger T., Dupré la Tour A. & Planche J. 2022. — Quels mélanges de semences sauvages et locales pour revégétaliser les milieux ouverts dégradés des Alpes? *Naturae* 2022 (17): 297-307. <https://doi.org/10.5852/naturae2022a17>

RÉSUMÉ

Identifier les espèces appropriées pour revégétaliser représente un défi pour les praticiens et les scientifiques, en particulier dans les régions montagneuses où les projets de restauration sont nombreux et donnent souvent des résultats mitigés. Jusqu'à présent, seules les espèces d'origine exogène dites « commerciales » sont utilisées pour revégétaliser les stations de ski et autres sites aménagés. Dans cette étude, nous avons cherché à développer une méthode qui cible des espèces sauvages d'origine locale adaptées aux projets de revégétalisation, en tenant compte de facteurs écologiques, techniques et économiques, et à fournir des listes d'espèces servant de base à la collecte et la production de semences afin de développer une filière de semences herbacées sauvages et locales dans les Alpes françaises. Deux mélanges sont proposés pour répondre aux besoins des aménageurs en montagne alpine, l'un pour la moyenne montagne (900-1500 m d'altitude), l'autre pour les zones d'altitude (1500-2800 m d'altitude). Chaque mélange est composé d'espèces « principales », pionnières et structurantes des communautés végétales, indispensables à la réussite des semis. Les espèces « complémentaires » enrichissent le mélange selon les conditions environnementales du milieu (pH, humidité, objectifs de la revégétalisation, etc.). Certaines de ces espèces sont déjà récoltées dans le milieu naturel et mises en production selon le référentiel technique de la marque « Végétal local », afin de garantir la traçabilité des graines et leur diversité génétique. Ces mélanges constituent une aide pour les praticiens, décideurs et prescripteurs impliqués dans la restauration écologique en montagne alpine. L'approche proposée présente une plus-value méthodologique, transférable à d'autres territoires afin de développer les filières de production dans les régions françaises.

MOTS CLÉS
Végétal local,
semences herbacées,
production,
montagne alpine,
sauvage.

ABSTRACT

Which mixtures of native seeds to restore the degraded open environments of the Alps?

Identifying suitable species for revegetation is a challenge for practitioners and scientists, especially in mountainous regions where restoration projects are numerous and often yield mixed results. Until now, only species of exogenous origin, known as “commercial” species, have been used to revegetate ski resorts and other developed sites. In this study, we sought to develop a method that identifies wild species of local origin suitable for revegetation projects, taking into account ecological, technical and economic factors and provide lists of species serving as a basis for the collection and production of seeds in order to develop a local wild herbaceous plant industry in the French Alps. Two mixtures are proposed to meet the needs of Alpine mountain developers, one for medium mountains (900-1500m above sea level), the other for high altitude areas (1500-2800m above sea level). Each mixture is composed of “main” species, pioneers and structuring plant communities, essential for the success of sowing. The “complementary” species enrich the mixture according to the environmental conditions of the environment (pH, humidity, revegetation objectives, etc.). Some of these species are already harvested from the natural environment and put into production according to the technical standards of the “Végétal local” brand in order to guarantee the traceability of the seeds and their genetic diversity. These mixtures are an aid for practitioners, decision-makers and prescribers involved in ecological restoration in the Alpine mountains. The proposed approach presents a methodological added value, transferable to other territories in order to develop the production sectors in the French regions.

KEY WORDS

Local plant, herbaceous seeds, production, alpine mountains, wild plants.

INTRODUCTION

L'aménagement de la montagne alpine, essentiellement lié au développement des infrastructures et du tourisme, entraîne une perte de biodiversité et une fragmentation des habitats (Chemini & Rizzoli 2003 ; Sharma & Acharya 2004). La restauration écologique de ces milieux alpins est donc une nécessité (Bullock *et al.* 2011 ; Aradottir & Hagen 2013). Dans les Alpes, les travaux de terrassement liés aux sports d'hiver se sont développés à partir des années 1970. La revégétalisation qui en découle avait surtout pour objectif de reverdir le sol, éviter l'érosion et conserver la neige en hiver dans les régions alpines (Younkin & Mortens 1987 ; Jorgenson & Joyce 1994 ; Forbes & Jefferies 1999 ; Urbanska & Chambers 2002 ; Krautzer & Wittmann 2006). Traditionnellement, il s'agissait de projeter hydrauliquement un mélange de semences et d'engrais à forte dose (900 kg/ha). Les travaux de Dinger (1997) dans les Alpes ont permis de proposer des mélanges composés d'un faible nombre d'espèces dont l'efficacité permettait de maintenir et couvrir rapidement le sol. Les espèces identifiées étaient des espèces fourragères utilisées pour des enjeux de production agricole, donc des variétés sélectionnées pour leurs performances technique et économique, homogènes et contrôlées sur le plan sanitaire. Ce sont généralement des espèces réglementées comme *Festuca rubra* L., *Dactylis glomerata* L., *Poa pratensis* L. (espèces à certification obligatoire : arrêté du 2 octobre 2017 relatif à la commercialisation des semences de plantes fourragères) qui permettaient de répondre à ces objectifs dans un contexte où les besoins en semences étaient de plus en plus importants.

De nombreuses études mettent en évidence l'intérêt des semences indigènes pour la restauration des habitats naturels. On qualifie d'indigènes ou natives les espèces qui sont naturellement présentes dans une aire biogéographique donnée. Les espèces

indigènes les plus intéressantes pour l'alimentation humaine ou animale ont fait l'objet de sélections variétales pour l'agriculture. Ces cultivars se caractérisent par une diversité génétique réduite, visant à obtenir une homogénéité maximale des populations. Les variétés sélectionnées et certifiées pour l'agriculture ne sont donc ni sauvages ni d'origine locale, même s'il s'agit d'espèces indigènes. Quant aux plantes d'origine locale, elles sont non seulement indigènes, mais également récoltées dans leur aire de répartition naturelle, dans des populations de plantes sauvages. Elles sont de ce fait adaptées aux conditions de sol, de milieu et de climat de leur territoire. Elles favorisent une récupération plus efficace de la végétation en place (Bischoff *et al.* 2009) grâce à une meilleure adaptation aux conditions écologiques locales (Grant *et al.* 2011 ; Krautzer *et al.* 2011). Elles contribuent à conserver la diversité génotypique des populations sources (Keller *et al.* 2000 ; Williams 2001 ; McKay *et al.* 2005). L'utilisation de semences non locales peut générer des hybrides entre les populations exogènes et indigènes, susceptibles d'entraîner une dépression spécifique (Fenster & Galloway 2000 ; Keller *et al.* 2000 ; Montalvo & Ellstrand 2001), supplanter les génotypes indigènes (Parker & Reichard 1998) ou perturber des interactions avec d'autres organismes du fait de changements de cycles reproductifs (Sackville Hamilton 2001 ; Vander Mijnsbrugge *et al.* 2010 ; Bucharova *et al.* 2019). La provenance des graines et le contexte bioclimatique local jouent un rôle important sur les performances des plantes introduites pour la restauration d'habitats (Bischoff *et al.* 2009).

Dans les Alpes européennes, sont aujourd'hui restaurés plusieurs milliers d'hectares dans la ceinture de végétation subalpine et alpine. En zone de montagne, la quantité de semences généralement employée pour la revégétalisation de sites est de 300 kg/ha, soit en moyenne 30 000 graines par mètres carré, alors que 80 à 150 kg/ha soit 8000 à 15 000 graines par mètre carré suffisent si elles sont d'origine locale (Krautzer *et al.*

2012). Ainsi, les facteurs qui influent les quantités de semences sont : les mélanges utilisés, les facteurs du site, la technique d'ensemencement et le moment de l'ensemencement.

En France, depuis 2015, une marque a été créée pour garantir la traçabilité du circuit depuis la récolte des semences jusqu'à leur conditionnement (Malaval *et al.* 2015). Pour garantir l'origine locale des semences, cette marque collective simple, « Végétal local », s'appuie sur une définition des régions d'origine à partir de conditions pédoclimatiques homogènes. Cette démarche existe déjà en Autriche (Krautzer *et al.* 2006) et en Allemagne (Bucharova *et al.* 2019) où des mélanges d'espèces indigènes ont été définis sur la base de l'altitude et du pH du milieu.

Dans les Alpes françaises, aucun mélange de semences d'espèces locales n'avait encore été identifié pour la zone alpine en dépit d'une forte demande des semenciers, mais aussi des gestionnaires de milieu ou prescripteurs de graines pour des chantiers de restauration écologique.

L'objectif de cet article est de proposer une méthode qui permet de définir des listes d'espèces à produire pour répondre au marché économique alpin français. Les auteurs se sont appuyés sur des méthodes existantes qu'ils ont adaptées au contexte, puis qu'ils ont appliquées au cas d'étude que sont les milieux ouverts de moyenne et haute montagne alpine. Deux listes sont ici identifiées pour les milieux ouverts, l'une pour la moyenne montagne (étage montagnard supérieur-subalpin inférieur) et l'autre pour les zones d'altitude (étage subalpin supérieur et alpin). Ces listes d'espèces ambitionnent de concilier la préservation de la biodiversité (notamment génétique) et le développement de l'économie locale. Ce travail est le résultat d'une collaboration entre fournisseurs de semences, chercheurs et spécialistes des semences.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

ZONE D'ÉTUDE

Le massif alpin français occupe une surface de 40 000 km². La zone étudiée est située au-dessus de 900 mètres d'altitude, considérée comme la limite inférieure moyenne de l'étage montagnard (Fig. 1). Seuls les habitats naturels ouverts ont été étudiés, soit les pelouses, prairies et landes montagnardes et les pelouses alpines et subalpines. Dans ces zones de montagne, la régénération naturelle de la végétation après perturbation du sol est généralement un processus lent (Harper & Kershaw 1996; Rydgren *et al.* 2013). La germination, la croissance des plantes et l'édification du sol interviennent dans des conditions climatiques difficiles de basses températures estivales et hivernales, de contrastes thermiques forts sur les pentes bien exposées (jour/nuit, été/hiver) et de vents forts.

Dans les Alpes françaises, les besoins estimés en semences de revégétalisation sont de 142 à 184 tonnes par an, pour des surfaces comprises entre 598 et 785 hectares (Dupré la Tour *et al.* 2018). Les semences proposées actuellement sur le marché contiennent des espèces peu adaptées aux conditions bioclimatiques alpines et sont produites le plus souvent loin des Alpes, voire loin de France : 99 % des graines semées dans les Alpes sont dans ce cas (Dupré la Tour *et al.* 2018).

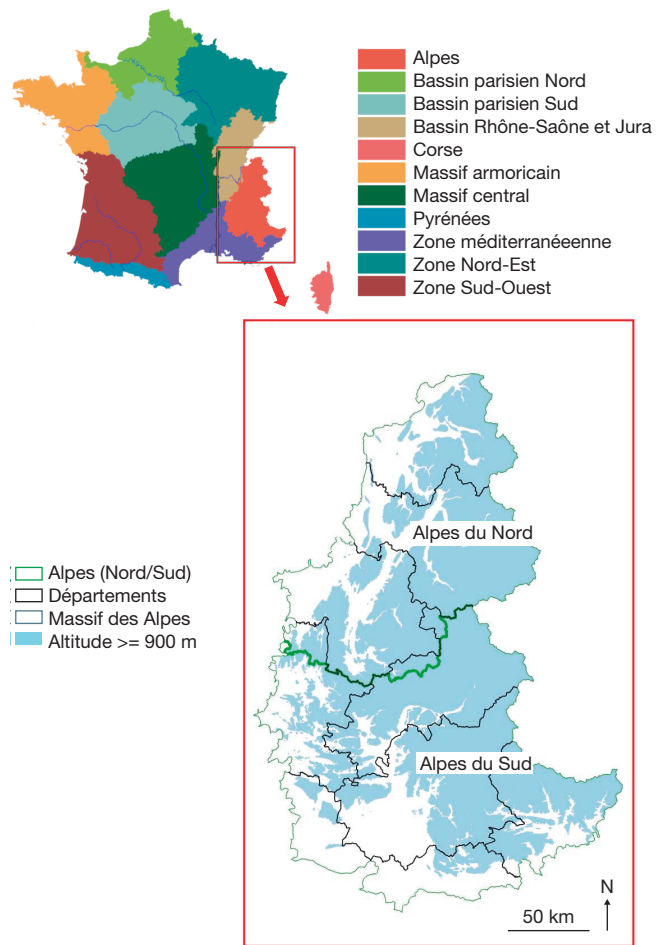


Fig. 1. — Périmètre d'étude pour l'identification de mélanges de semences d'origine locale en zones de montagne alpine et carte des régions d'origine de la marque Végétal local. Sources des données : ADMIN-EXPRESS-COG édition 2020, CBNPMP AH, septembre 2020.

CONSTITUTION DES MÉLANGES D'ESPÈCES POUR LA RESTAURATION

Deux logiques de sélection des espèces sont généralement utilisées dans la littérature : espèces spécialistes ou espèces généralistes. Les espèces spécialistes sont strictement adaptées à certains types de milieu naturel, à des conditions environnementales précises (pH du sol, humidité, insolation, etc.). On peut citer par exemple *Festuca acuminata* Gaudin, présente sur les adrets des massifs cristallins mais aussi *Arnica montana* L., en situations fraîches, assez longtemps enneigées sur sol acide aux étages montagnards et subalpins. L'approche par espèces spécialistes nécessite la production d'un grand nombre d'espèces (> 20) pour répondre à la diversité des conditions environnementales. C'est une approche scientifiquement très stimulante car basée sur l'écologie des communautés végétales mais qui nécessite ensuite un accompagnement important par les écologues pour choisir les espèces les plus adaptées. Cette méthode convient bien à des territoires restreints limitant les diversités des situations écologiques et des mélanges à produire. La méthode basée sur les espèces généralistes, au contraire, s'appuie sur des espèces à large spectre écologique. On peut citer *Anthyllis vulneraria*

subsp. *alpestris* (Kit. ex Schult.) Asch. & Graebn. ou *Trifolium pratense* var. *villosum* DC., présentes sur l'ensemble du massif alpin français au sein de nombreux milieux. L'utilisation des espèces généralistes dans les chantiers de revégétalisation limite les risques d'introduction d'espèces absentes de certains territoires ou non adaptées à une station. Ce sont également des espèces plus faciles à produire et donc plus rentables commercialement. Pour ces raisons, nous avons donc préféré travailler selon une démarche privilégiant les espèces généralistes, très communes sur l'ensemble de la zone étudiée.

Les travaux de Tamegger & Krautzer (2006) en Autriche et de ceux de Bucharova *et al.* (2019) en Allemagne s'appuient sur les critères suivants :

- caractère ubiquiste, c'est-à-dire des espèces présentes dans des habitats variés ;
- production de graines à l'hectare potentiellement satisfaisante ;
- germination rapide ;
- développement des plantes peu concurrentiel pour permettre l'implantation des espèces naturellement présentes dans la banque de semences du sol ou par dissémination des milieux naturels alentours selon la stratégie de Grime (Grime 1974) ;
- espèces tolérantes au pâturage et à la coupe et appétentes pour éviter les refus ;
- légumineuses et herbacées qui couvrent bien le sol.

Leur méthode repose sur l'application d'une série de filtres écologiques, techniques et économiques visant à sélectionner des espèces adaptées aux conditions bioclimatiques du massif alpin français, facilement collectables en milieu naturel, multipliables et peu onéreuses à produire.

Nous avons globalement retenu les critères de la méthode autrichienne en formalisant la démarche en cinq étapes appliquée au cas d'étude de la montagne alpine (Fig. 2).

Ainsi pour la première étape, nous avons sélectionné, sur le territoire du massif alpin français, les espèces présentes dans les relevés de végétation réalisés en milieux ouverts (prairies, pelouses et landes) au-dessus de 900 mètres d'altitude. Les données utilisées sont issues des relevés flore et habitats de la base de données du Conservatoire botanique national alpin, capitalisant plus de 3,6 millions de données d'observation de la flore dans les Alpes. Ainsi 2500 espèces correspondent à cette requête sur les 4500 taxons recensés dans les Alpes française (Aeschiman *et al.* 2004).

La deuxième étape vise à filtrer les espèces à large répartition afin de sélectionner les ubiquistes. Pour cela nous avons croisé la répartition des espèces avec celle des régions naturelles ou districts (ex : Champsaur, Oisans, etc.). Après plusieurs tests, il en résulte une liste de taxons présents dans 70 % des régions naturelles des Alpes françaises et dans au moins 60 % des régions naturelles des Alpes du Nord et des Alpes du Sud. Les pourcentages fixent des seuils choisis pour conserver les principales espèces à enjeux de restauration.

La troisième étape consiste à appliquer des filtres écologiques et réglementaires. D'une part on retient les espèces pionnières selon la stratégie de Grime (1974), qui supportent des tolérances au pH et à l'humidité. D'autre part on exclut les espèces bénéficiant d'une protection nationale ou régionale (CBNA & CBNMC 2015 ; Noble *et al.* 2015 ; UICN France *et al.* 2018),

les espèces à certifications obligatoires (SEMAE), les espèces exotiques envahissantes (Union européenne 2014), les espèces spécialisées à niche écologique trop restreinte, les espèces à croissance lente (géophytes et sous-arbuste) et les espèces non compatibles avec les usages des sites (par exemple plantes refus).

La quatrième étape vise à filtrer la liste sur la base de critères techniques grâce à une méthode participative. Un groupe de travail composé de producteurs de semences a permis d'identifier et d'exclure les espèces trop difficiles à récolter (e.g., *Stachys recta* L.) ou à produire (e.g., *Achnatherum calamagrostis* (L.) P. Beauv.), mais également les espèces présentant des difficultés de commercialisation. Il ne reste alors que 30 espèces.

La dernière étape consiste à attribuer des informations biologiques à cette sélection : le rôle des espèces dans la communauté végétale (espèces structurantes ou pas), la catégorie de plante selon la typologie (Graminées et laiches, Fabacées et autres dicotylédones), le type de système racinaire (en touffes / traçant / pivot, etc.) qui joue un rôle important dans la lutte contre l'érosion des sols. L'étage de végétation (montagnard-subalpin inférieur ou subalpin supérieur-alpin) permet ensuite de répartir les plantes dans les deux mélanges selon l'altitude.

Ces informations permettent de définir deux mélanges différents (altitude ou moyenne montagne) et deux catégories (mélange principal ou mélange complémentaire). Les espèces choisies comme « principales » constituent la base du mélange : ce sont des espèces écologiquement polyvalentes et utilisables en toutes situations (hors contexte marécageux) dont la filière de production est maîtrisée sans contrainte commerciale majeure. Les espèces « complémentaires » peuvent être ajoutées au mélange de base. Il s'agit d'espèces moins polyvalentes, dont l'utilisation nécessite de considérer *a minima* la situation à végétaliser (par exemple le versant nord ou sud). Pour ces espèces « complémentaires », il existe encore une incertitude sur la maîtrise de la filière de production. Elles peuvent également présenter des contraintes commerciales et jouent surtout un rôle de fleurissement.

RÉSULTATS

Deux listes ont été établies. Le mélange pour la « moyenne montagne » (900 à 1500 m d'altitude), correspondant aux étages montagnard et subalpin inférieur, contient dix espèces pour le mélange principal et 12 espèces complémentaires à utiliser selon les facteurs environnementaux du site à semer. Le mélange « altitude » (1500 à 2800 m d'altitude), pour les étages subalpins supérieurs et alpins, contient sept espèces pour le mélange principal et sept espèces complémentaires. Ces mélanges contiennent peu d'espèces pour plusieurs raisons : d'abord parce que l'on a choisi d'introduire prioritairement des espèces à caractère pionnier, très dynamiques, structurantes et préparant le milieu pour l'implantation des espèces en place, ensuite pour tenir compte des difficultés de mise en production des espèces alpines (difficulté de la collecte en milieu naturel, faible productivité) et enfin pour recentrer le marché des semences sauvages d'origine locale sur un faible nombre d'espèces à produire en grande quantité afin de garantir l'intérêt économique pour le lancement de la filière.

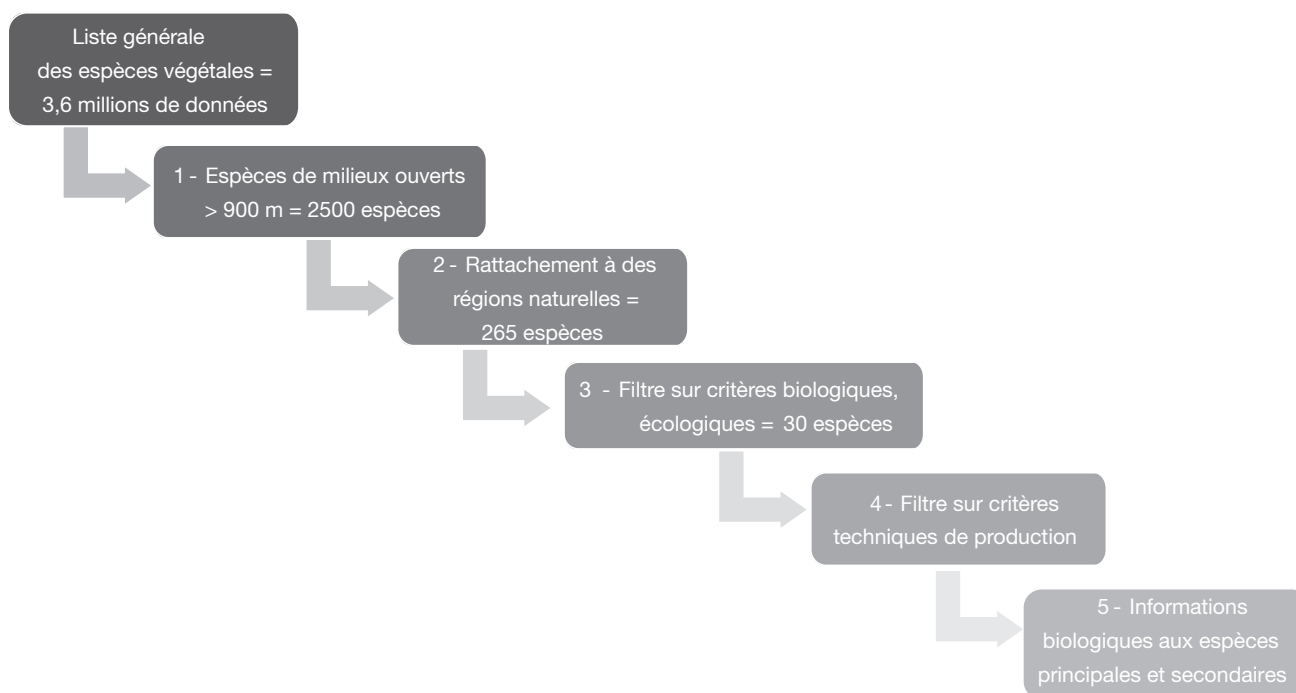


Fig. 2. — Cinq étapes pour la constitution des mélanges de semences locales sur la base des données flore du CBN alpin.

Le système racinaire des espèces sélectionnées va permettre de retenir le sol et donc de freiner l'érosion, critère indispensable en zone de montagne. Par exemple *Festuca laevigata* Gaudin présente un système racinaire fasciculé, cespiteux alors qu'*Achillea millefolium* L. est dotée de rhizomes, au système traçant (Tableau 1). Les mélanges sont composés d'une proportion raisonnée de Graminées (entre 20 et 30 %), de Fabacées (entre 10 et 40 %) et autres espèces dicotylédones (Fig. 3).

Les espèces retenues ne nécessitent pas des apports importants en nutriments et sont bien adaptées aux sols pauvres de montagne. Les plantes peuvent s'installer rapidement grâce à leur stratégie écologique (Grime 1974) (Tableau 1) et persister dans le temps, même soumises au pâturage ou aux passages répétés d'engins de damage. Le Tableau 2 montre deux mélanges de semences spécifiques pour les sites de montagne et dont les espèces sont déjà disponibles sur le marché des semences.

Les producteurs de semences des Alpes ont d'ores et déjà collecté et mis en production plusieurs espèces des deux mélanges selon les règles techniques de la marque « Végétal local » dans la région d'origine des Alpes. Au total, ce sont 24 espèces qui ont été collectées, dont 15 sont actuellement en production (e.g., *Reseda lutea* L., Fig. 4) et 14 ont déjà été testées sur des chantiers de revégétalisation.

DISCUSSION

La méthode d'identification des espèces en mélange proposée pour la zone Alpes peut être mise en perspective avec d'autres méthodologies. Certains auteurs prônent l'utilisation de mélanges spécifiques au site, conçus en fonction des condi-

tions locales de sol, d'humidité et de luminosité (Tormo *et al.* 2006; Lepš *et al.* 2007; Garcia-Palacios *et al.* 2010). C'est également la méthode choisie dans les Alpes du Nord dans le programme « Semences du Mont-Blanc » (2013-2015). En effet, les espèces identifiées pour le mélange sont strictement présentes sur le site et sont identifiées à partir d'un inventaire exhaustif de la communauté de référence (Rouillon *et al.* 2015). La méthode nécessite un diagnostic précis du site et des attentes des acteurs. Ainsi, 12 mélanges différents ont été identifiés pour permettre de répondre aux besoins de revégétalisation dans les étages de végétation – montagnard, subalpin et alpin – en contexte agricole et à des fins de restauration écologique dans les Alpes du Nord occidentales. Les mélanges, composés de 17 à 25 espèces, sont composés, entre autres, d'espèces spécialisées comme *Trollius europaeus* L., inféodées aux milieux hygrophiles. Nous n'avons pas retenu cette méthode, d'une part car notre objectif de départ était de développer une filière basée sur la production en plus grande quantité d'un petit nombre d'espèces, d'autre part car elle s'appuie essentiellement sur des critères écologiques qui nécessitent une expertise préalable exigeante, réalisable uniquement par des spécialistes de l'écologie végétale. Le choix de proposer des listes à l'échelle des Alpes françaises est lié à l'utilisation d'espèces très ubiquistes, présentes largement sur l'ensemble des Alpes. Ainsi, la méthode que nous avons décrite est plus proche de la méthode autrichienne qui propose des mélanges qui comptent 12 espèces, basés sur des critères environnementaux mais aussi et surtout des critères techniques (germination, retour des suivis de revégétalisation, etc.). Il en est de même en Australie où la plupart des projets de restauration utilisent un nombre réduit d'espèces allant

TABLEAU 1. —Caractéristiques écologiques des mélanges de semences d'origine locale pour la restauration de sites de moyenne montagne et d'altitude en zone alpine. La stratégie de Grime définit les espèces selon leur réponse aux différents facteurs environnementaux : **C**, compétition; **R**, rudérale; **S**, stress.

Taxons	Système racinaire	Stratégie de GRIME
Herbacées		
<i>Calamagrostis varia</i> subsp. <i>varia</i> (Schrab.) Host	fasciculé	CCS
<i>Carex sempervirens</i> Vill.	traçant	CSS
<i>Festuca laevigata</i> Gaudin	fasciculé	CSS
<i>Festuca violacea</i> Ser. ex Gaudin	fasciculé	CCS
<i>Poa alpina</i> L.	fasciculé	CRS
<i>Poa compressa</i> L.	fasciculé	CRS
<i>Sesleria caerulea</i> (L.) Ard.	fasciculé	CCS
Légumineuses		
<i>Anthyllis vulneraria</i> subsp. <i>alpestris</i> (Kit. ex Schult.) Asch & Graebn.	pivotant	CRS
<i>Coronilla varia</i> L.	pivotant	CRS
<i>Onobrychis montana</i> DC.	pivotant	CCS
<i>Trifolium medium</i> L.	pivotant	CCS
<i>Trifolium montanum</i> L.	pivotant	CCS
<i>Trifolium pratense</i> var. <i>villosum</i> DC.	pivotant	CRS
Autres dicotylédones		
<i>Achillea millefolium</i> L.	traçant	CCR
<i>Alchemilla alpigena</i> Buser	fasciculé	CSS
<i>Campanula rapunculoides</i> L.	fasciculé	CRS
<i>Cerastium arvense</i> subsp. <i>strictum</i> Gaudin	traçant	CRS
<i>Epilobium dodonaei</i> Vill. subsp. <i>dodonaei</i>	fasciculé	CRS
<i>Erucastrum nasturtiifolium</i> (Poir.) O.E.Schulz.	pivotant	CRS
<i>Galium album</i> Mill.	fasciculé	CRS
<i>Galium verum</i> L.	fasciculé	CRS
<i>Leontodum hispidus</i> L.	pivotant	CRS
<i>Myosotis alpestris</i> F.W.Schmidt	fasciculé	CRS
<i>Plantago lanceolata</i> L.	pivotant	CRS
<i>Plantago media</i> L.	pivotant	CRS
<i>Potentilla verna</i> L.	pivotant	CRS
<i>Reseda lutea</i> L.	pivotant	CRS
<i>Salvia pratensis</i> L.	pivotant	CRS
<i>Scorzoneroides automnalis</i> (L.) Moench	fasciculé	CRS
<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke subsp. <i>vulgaris</i>	pivotant	CRS

de 10 à 20 espèces clés (Broadhurst *et al.* 2015). Les travaux de Bochet *et al.* (2010) en Espagne apportent un critère complémentaire : en effet il sélectionne les espèces indigènes appropriées au site à restaurer grâce aux informations relatives aux traits fonctionnels des espèces, puis il les valide au moyen d'expérimentation de semis afin d'évaluer le rapport coût-efficacité. Notre méthode intègre cette approche des traits fonctionnels par la prise en compte des types de système racinaire et des stratégies de Grime.

La production technique de semences d'origine locale présente plusieurs limites. La récolte de certaines espèces proposées, pourtant indispensables à la réussite de la revégétalisation, prend beaucoup de temps en raison de l'éloignement des populations dans le milieu naturel et de la taille des graines. Par exemple, *Poa alpina* L., malgré la densité souvent forte de pieds dans les populations, produit des graines de petite taille. Cette espèce nécessite un travail de récolte ardu, de longue haleine, pour obtenir une quantité suffisante de graines à mettre en production. C'est également le cas d'autres Graminées comme *Festuca violacea* Ser. ex Gaudin. La solution proposée pour lever ce frein et développer la filière de semences locales pourrait consister à inventorier des zones de collecte favorables à la récolte et de développer l'usage d'outils mécaniques de récolte comme des aspirateurs ou brosseuses portatives. De plus, une collaboration avec le monde pastoral

permettrait d'optimiser la production de semences sur les sites par une mise en défens empêchant toute exploitation agricole ponctuellement et sur un temps limité jusqu'à la collecte de graines en juin ou juillet. Cela permettrait de garantir des collectes d'espèces plus facilement identifiables pendant la floraison et d'augmenter la production séminale.

Pour ces espèces sauvages, nouvelles ressources économiques pour les semenciers, il est parfois difficile de maîtriser rapidement les itinéraires techniques. Pour cela, il est important de réaliser au préalable des tests de mise en production afin d'obtenir des retours d'expériences sur ces nouvelles espèces. Toutes les espèces sauvages ne sont pas candidates à la production commerciale car la variation des caractéristiques morphologiques des graines nécessite l'utilisation d'un équipement de récolte et de conditionnement approprié, dont les coûts peuvent être très élevés si un grand nombre d'espèces sont produites (Ladouceur *et al.* 2018). L'étude réalisée sur *Anthyllis vulneraria* subsp. *alpestris* et *Trifolium pratense* var. *villosum* montre que ces espèces sont fortement recommandées en zone de montagne alpine (Krautzer *et al.* 2006) alors que les tests de rendement effectués sur *Trifolium badium* Schreb. et *Trifolium alpinum* L. ne sont pas convaincants. Seule l'expérimentation permet d'affiner les itinéraires techniques des espèces nouvellement produites et d'améliorer les conditions de commercialisation.

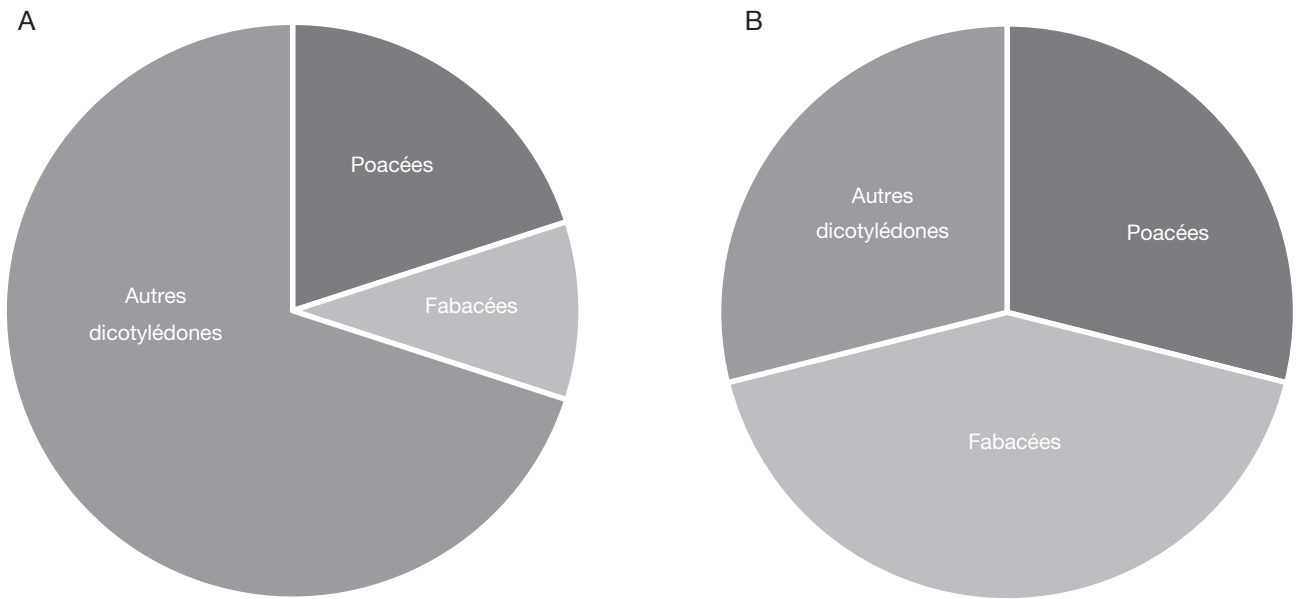


FIG. 3. — Répartition de la typologie composée de Graminées, Fabacées et autres dicotylédones, généralement utilisées en revégétalisation. **A**, Mélange moyenne montagne; **B**, mélange altitude.



FIG. 4. — Production de *Reseda lutea* L. dans les Hautes-Alpes par un producteur de semences sauvages d'origine locale, bénéficiant de la marque Végétal local pour la région Alpes. Crédit photo: Julien Planche, Phytosem.

TABLEAU 2. — Caractéristiques écologiques des mélanges de semences d'origine locale pour la restauration de sites de moyenne montagne et d'altitude en zone alpine. Abréviations : C, espèces complémentaires; P, espèces principales.

Taxons	Distribution	Étage de végétation		Roche mère		Humidité		Type de mélange	
		Montagnard – subalpin inférieur	Subalpin supérieur – alpin	Silice	Calcaire	Sec	Humide	«moyenne montagne»	«altitude»
Herbacées									
<i>Calamagrostis varia</i> subsp. <i>varia</i> (Schrab.) Host	Orophyte eurasiatique	+	(–)	–	+	+	+	C	–
<i>Carex sempervirens</i> Vill.	Orophyte sud européenne	+	+	–	+	(+)	+	–	C
<i>Festuca laevigata</i> Gaudin	Orophyte sud-ouest européenne	+	+	(–)	+	+	(–)	P	P
<i>Festuca violacea</i> Ser. ex Gaudin	Sud européenne montagnarde	–	+	(+)	+	(–)	(+)	–	C
<i>Poa alpina</i> L.	Circumboréale	+	+	+	+	+	+	C	P
<i>Poa compressa</i> L.	Circumboréale	(–)	+	–	+	+	+	P	
<i>Sesleria caerulea</i> (L.) Ard.	Orophyte medio-européenne	+	+	–	+	+	+	C	C
Légumineuses									
<i>Anthyllis vulneraria</i> subsp. <i>alpestris</i> (Kit. ex Schult.) Asch & Graebn.)	Orophyte sud-européenne	+	+	(–)	+	(–)	+	–	P
<i>Coronilla varia</i> L.	Circumboréale	+	–	–	+	+	–	C	–
<i>Onobrychis montana</i> DC.	Orophyte européo-caucasienne	+	+	(+)	+	+	+	C	P
<i>Trifolium medium</i> L.	Eurasiatique occidentale	+	+	(+)	+	(+)	(+)	C	–
<i>Trifolium montanum</i> L.	Sud européo-pontique	+	+	(+)	+	+	(+)	P	–
<i>Trifolium pratense</i> var. <i>villosum</i> DC.	Orophyte méridional	–	+	+	+	–	+	–	P
Autres dicotylédones									
<i>Achillea millefolium</i> L.	Eurasiatique	+	+	+	+	+	+	P	C
<i>Alchemilla alpigena</i> Buser	Orophyte sud-européenne	+	+	–	+	+	+	–	C
<i>Campanula rapunculoides</i> L.	Européo-caucasienne	+	(–)	(–)	+	+	(–)	C	–
<i>Cerastium arvense</i> subsp. <i>strictum</i> Gaudin	Sud européenne montagnarde	+	+	+	(–)	+	(–)	–	P
<i>Epilobium dodonaei</i> Vill. subsp. <i>dodonaei</i>	Orophyte sud européenne caucasienne	+	(–)	(–)	+	+	(–)	C	–
<i>Erucastrum nasturtiifolium</i> (Poir.) O.E.Schulz.	Sud-ouest européenne	+	+	(–)	+	+	+	P	–
<i>Galium album</i> Mill.	Eurasiatique	+	+	(–)	+	+	(–)	P	–
<i>Galium verum</i> L.	Eurasiatique	+	(+)	(–)	+	+	+	C	
<i>Leontodum hispidum</i> L.	Européo-caucasienne	+	+	+	+	+	+	–	C
<i>Myosotis alpestris</i> F.W.Schmidt	Orophyte sud-européenne	+	+	(+)	+	(+)	(+)	–	P
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Eurasiatique	+	+	(+)	+	+	+	P	–
<i>Plantago media</i> L.	Eurosibérienne	+	+	+	+	+	(–)	C	–
<i>Potentilla verna</i> L.	Européenne	+	+	(–)	+	+	–	C	–
<i>Reseda lutea</i> L.	Européenne	+	(+)	(–)	+	+	–	P	–
<i>Salvia pratensis</i> L.	Euryméditerranéenne	(–)	+	(–)	+	+	(+)	P	–
<i>Scorzoneroideis automnalis</i> (L.) Moench	Paléotempérée	+	+	+	+	(–)	+	–	C
<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke subsp. <i>vulgaris</i>	Subcosmopolite	+	(+)	(–)	+	+	(+)	P	–

La production actuelle de semences ne couvre pas les besoins en graines d'origine locale dans les Alpes par manque de production. Par conséquent, les espèces locales sont souvent mélangées aux espèces non locales mais ces associations entre

graines locales et graines certifiées réduisent l'efficacité des semences locales. Les travaux d'Oliveira *et al.* (2014) montrent qu'en présence d'un mélange présentant des espèces locales et des espèces exogènes « commerciales » comme *Dactylis glo-*

merata et *Anthyllis vulneraria*, le Dactyle devient rapidement dominant dans le mélange. En effet, lorsque les cultivars de ces deux espèces sont bien implantés, ils sont très compétitifs et entravent rapidement le développement des autres espèces locales semées. Ce phénomène a également été démontré par d'autres auteurs (Isselstein *et al.* 2002; Fenner & Thompson 2005; Oliveira *et al.* 2013).

De plus, les effets écologiques de l'ensemencement avec des semences exogènes du commerce à long terme sont parfois contestés (Densmore 1992; Forbes & Jefferies 1999). Certains auteurs montrent l'effet compétiteur des cultivars de *Festuca rubra*, produisant un couvert excessivement dense et beaucoup de litière (Conrad & Tischew 2011) pouvant empêcher la colonisation des espèces indigènes (Densmore 1992; Bayfield 1996) : *Festuca rubra* s.l. pouvant perdurer 21 ans après son semis (Hagen *et al.* 2014). D'autres auteurs démontrent que les espèces de Graminées ensemencées, y compris *Festuca rubra* s.l., facilitent l'établissement d'espèces indigènes (Olofsson *et al.* 1999). Les espèces ensemencées seraient réduites après 20 à 45 ans avec une forte couverture d'espèces indigènes (Bayfield 1996; Gretarsdottir *et al.* 2004). Malgré ces connaissances, il est difficile, concrètement, de se passer aujourd'hui d'espèces « commerciales » pour répondre aux besoins actuels, qui ne font que croître.

CONCLUSION

L'utilisation massive de semences d'origine locale reste limitée en raison de leur manque de disponibilité dans le commerce. Des producteurs tentent de s'adapter aux besoins du marché en s'orientant vers des mélanges composés d'un nombre restreint d'espèces marquées Végétal local. Le présent travail a permis d'identifier deux mélanges adaptés aux conditions bioclimatiques de la montagne alpine dans deux contextes d'altitude afin de répondre aux besoins des praticiens de la revégétalisation, des producteurs de semences, des prescripteurs et des utilisateurs. Ces listes d'espèces sont présentées dans un guide rédigé dans le cadre du programme européen « Sem'lesAlpes » (Huc *et al.* 2018). Mais au-delà des listes identifiées pour les Alpes, l'article propose une plus-value méthodologique applicable à d'autres zones biogéographiques. Finalement il paraît nécessaire d'investir dans la recherche-innovation pour permettre d'améliorer les conditions de collecte et de production de certaines espèces sauvages, de poursuivre les suivis de sites végétalisés afin qu'ils servent de référence pour améliorer les compositions des mélanges et surtout de sensibiliser les praticiens sur l'utilisation de semences sauvages d'origine locale.

Remerciements

Les auteurs remercient les semenciers et les partenaires du programme européen Sem'lesAlpes d'avoir participé aux différents échanges et co-construit ces listes. Nous remercions également Jérôme Millet et Sandra Malaval pour leurs précieux conseils qui ont permis d'améliorer cet article.

RÉFÉRENCES

- AESCHIMAN D., LAUBER K., MOSER D. M. & THEURILLAT J. P. 2004. — *Flora alpine*. Editions Belin, Paris, 2670 p.
- ARADOTTIR A. L. & HAGEN D. 2013. — Chapter three – Ecological restoration: approaches and impacts on vegetation, soils and society. *Advances in Agronomy* 12: 173-222. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-407686-0.00003-8>
- BAYFIELD N. G. 1996. — Long term changes in colonization of bulldozed ski pistes at Cairn Gorm, Scotland. *Journal of Applied Ecology* 33 (6): 1359-1365. <https://doi.org/10.2307/2404776>
- BISCHOFF A., STEINGER T. & MÜLLER-SCHÄRER H. 2009. — The importance of plant provenance and genotypic diversity of seed material used for ecological restoration. *Restoration Ecology* 18 (3): 338-348. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00454.x>
- BOCHET E., TORMO J. & GARCIA-FAYOS P. 2010. — Native species for roadslope revegetation: selection, validation, and cost effectiveness. *Restoration Ecology* 18 (5): 656-663. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00496.x>
- BROADHURST L., DRIVER M., GUJA L., NORTH T., VANZELLA B., FIFIELD G., BRUCE S., TAYLOR D. & BUSH D. 2015. — Seeding the future – the issues of supply and demand in restoration in Australia. *Ecological Management and Restoration* 16 (1): 29-32. <https://doi.org/10.1111/emr.12148>
- BUCHAROVA A., BOSSDORF O., HOLZEL N., KOLLMANN J., PRASSE R. & DURKA W. 2019. — Mix and match: regional admixture provenancing strikes. *Conservation Genetics* 20: 7-17. <https://doi.org/10.1007/s10592-018-1067-6>
- BULLOCK J. M., ARONSON J., NEWTON A. C., PYWELL R. F. & REY-BENAYAS J. R. 2011. — Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* 26 (10): 541-549. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.06.011>
- CHEMINI C. & RIZZOLI A. 2003. — Land use change and biodiversity conservation in the Alps. *Journal of Mountain Ecology* 7 (suppl.): 1-7.
- CONRAD M. K. & TISCHEW S. 2011. — Grassland restoration in practice: do we achieve the targets? A case study from Saxony-Anhalt/Germany. *Ecological Engineering* 37 (8): 1149-1157. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.02.010>
- CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL ALPIN & CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL DU MASSIF CENTRAL. 2015. — *Liste rouge de la flore vasculaire de Rhône-Alpes*. CBN alpin et Massif-central, Yssingeaux, 27 p.
- DENSMORE R. V. 1992. — Succession on an Alaskan tundra disturbance with and without assisted revegetation with grass. *Arctic and Alpine Research* 24 (3): 238-243. <https://doi.org/10.2307/1551663>
- DINGER F. 1997. — *Végétalisation des espaces dégradés en altitude*. Cemagref, Gap, 144 p.
- DUPRÉ LA TOUR A., LABATTUT J. & SPIEGELBERGER T. 2018. — Pratiques de revégétalisation de milieux ouverts et perspectives pour la constitution d'une filière de semences d'origine locale en montagne alpine. *Fourrages* 236: 269-274.
- FENNER M. & THOMPSON K. 2005. — *The Ecology of Seeds*. Cambridge University Press, Cambridge, 260 p. <https://doi.org/10.1093%2Ffaob%2Fmjcj016>
- FENSTER C. B. & GALLAWAY L. F. 2000. — Population differentiation in an annual legume: genetic architecture. *Evolution* 54 (4): 1157-1172. <https://doi.org/10.1111/j.0014-3820.2000.tb00552.x>
- FORBES B. C. & JEFFERIES R. L. 1999. — Revegetation of disturbed arctic sites: constraints and applications. *Biological Conservation* 88 (1): 15-24. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00095-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00095-0)
- GARCIA-PALACIOS P., SOLIVERES S., MAESTRE F. T., CASTILLON-MONROY A. P. & VALLADARES F. 2010. — Dominant plant species modulate responses to hydroseeding, irrigation and fertilization during the restoration of semiarid motorway slopes. *Ecological Engineering* 36 (10): 1290-1298. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.005>

- GRANT A. S., NELSON C. R., SWITALSKI T. A. & RINEHART S. M. 2011. — Restoration of native plant communities after road decommissioning in the Rocky Mountains: effect of seed-mix composition on vegetative establishment. *Restoration Ecology* 19: 160-169. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00736.x>
- GRETARSDOTTIR J., ARADOTTIR A. L., VANDVIK V., HEEGAARD E. & BIRKS H. J. B. 2004. — Long-term effects of reclamation treatments on plant succession in Iceland. *Restoration Ecology* 12 (2): 268-278. <https://doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.00371.x>
- GRIME J. M. 1974. — Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* 250: 26-31. <https://doi.org/10.1038/250026a0>
- HAGEN D., HANSEN T.-I., GRAAE B. J. & RYDGREN K. 2014. — To seed or not to seed in alpine restoration: introduced grass species outcompete rather than facilitate native species. *Ecological Engineering* 64: 255-261. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.030>
- HARPER K. A. & KERSHAW G. P. 1996. — Natural revegetation on borrow pits and vehicle tracks in shrub tundra, 48 years following construction of the CANOL No1 Pipeline, N.W.T., Canada. *Arctic and Alpine Research* 28 (2): 163-171. <https://doi.org/10.2307/1551756>
- HUC S., ARLANDIS J., DUPRÉ LA TOUR A., ROUILLON A. & SPIEGERBERGER T. 2018. — *SEM'LES ALPES – Des semences d'origine locale pour la restauration de milieux ouverts en montagne alpine*. Conservatoire botanique national Alpin, Gap, 106 p
- ISSELSTEIN J., TALLOWIN J. R. B. & SMITH R. E. N. 2002. — Factors affecting seed germination and seedling establishment of fen-meadow species. *Restoration Ecology* 10 (2): 173-184. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.00045.x>
- JORGENSEN M. T. & JOYCE M. R. 1994. — Six strategies for rehabilitating land disturbed by oil development in Arctic Alaska. *Arctic* 47 (4): 374-390.
- KELLER M., KOLLMANN J. & EDWARDS P. J. 2000. — Genetic introgression from distant provenances reduces fitness in local weed populations. *Journal of Applied Ecology* 37 (4): 647-659. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00517.x>
- KRAUTZER B. & WITTMANN H. 2006. — Restoration of alpine ecosystems, in VAN ANDEL J. & ARONSON J. (éds), *Restoration Ecology: the New Frontier*. Wiley-blackwell edition, Chichester: 208-329. <https://doi.org/10.1002/9781118223130.ch2>
- KRAUTZER B., GRAISS W. & PERATONER G. 2006. — Seed production of subalpine and alpine leguminosae, in HELGADOTTIR A. & PÖTSCH E. M. (éds), *Quality Legume-Based Forage Systems for Contrasting Environments*. Proceedings of the final meeting 30th August-3rd September 2006, Gumpenstein: 197-201.
- KRAUTZER B., GRAISS X., PERATONER G., PARTL C., VENERUS S. & KLUG B. 2011. — The influence of recultivation technique and seed mixture on erosion stability after restoration in mountain environment. *Natural Hazards* 56: 547-557. <https://doi.org/10.1007/s11069-009-9491-z>
- KRAUTZER B., GRAISS W. & KLUG B. 2012. — Ecological Restoration of ski-runs, in RIXEN C. & ROLANDO A. (éds), *The Impact of Skiing on Mountain Environments*. Bentham Books, Sharjah: 184-209. https://doi.org/10.2174/9781608054886_113010013
- LADOUCEUR E., JIMENEZ-ALFARO B., MARIN M., DE VITIS M., ABBANDONATO H., LANETTA P. P. M., BONOMI C. & PRITCHARD H. W. 2018. — Native seed supply and the restoration species pool. *Conservation Letters* 11 (2): 1-9. <https://doi.org/10.1111/conl.12381>
- LEPŠ J., DOLEŽAL J., BEZEMER T. M., BROWN V. K., HEDLUND K., IGUAL ARROYO M., JØRGENSEN H. B., LAWSON C. S., MORTIMER S. R., PEIX GELDART A., RODRIGUEZ BARRIECO C., SANTA REGINA I., SMILAUER P. & VAN DER PUTTEN W. H. 2007. — Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. *Applied Vegetation Science* 10 (1): 97-110. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2007.tb00508.x>
- McKAY J. K., CHRISTIAN C. E., HARRISON S. & RICE K. J. 2005. — «How local is local?» – A review of practical and conceptual issues in the genetics of restoration. *Restoration Ecology* 13: 432-440. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00058.x>
- MALAVAL S., BISCHOFF A., HÉDONT M., PROVENDIER D., BOUTAUD M., DAO J., BARDIN P., DIXON L. & MILLET J. 2015. — Végétal local: une marque française pour la conservation de la flore indigène, in LARPIN D. (éd.), *Eurogard VII – Seventh European Botanic Gardens Congress, July 2015, Paris*. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris: 236-242.
- MONTALVO A. M. & ELLSTRAND N. C. 2001. — Nonlocal transplantation and outbreeding depression in the shrub *Lotus scoparius* (Fabaceae). *American Journal of Botany* 88 (1): 258-269. <https://doi.org/10.2307/2657017>
- NOBLE V., VAN ES J., MICHAUD H. & GARRAUD L. (coord.). 2015. — *Liste rouge de la flore vasculaire de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur*. Conservatoires botaniques nationaux alpin et méditerranéen, La Brillanne, 24 p.
- OLIVEIRA G., CLEMENTE A., NUNES A. & CORREIA O. 2013. — Limitations to recruitment of native species in hydroseeding mixtures. *Ecological Engineering* 57: 18-26. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.015>
- OLIVEIRA G., CLEMENTE A., NUNES A. & CORREIA O. 2014. — Suitability and limitations of native species for seed mixtures to re-vegetate degraded areas. *Applied Vegetation Science* 17 (4): 726-736. <https://doi.org/10.1111/avsc.12099>
- OLOFSSON J., MAZANCOURT C. DE & CRAWLEY M. J. 1999. — Spatial heterogeneity and plant species richness at different spatial scales under rabbit grazing. *Oecologia* 156 (4): 825-834. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1038-6>
- PARKER I. M. & REICHARD S. H. 1998. — Critical issues in invasion biology for conservation science, in FIELDER P. L. & KAREIVA P. M. (éds), *Conservation Biology: for the Coming Decade*. Chapman, Hall, New York: 283-305.
- ROUILLON A., GERMAIN M., FIGEAT L., FROSSARD P. A., HUC S., LEBERT D., MOSSE E., O'ROURKE J. & PRUNIER P. 2015. — *Semences du Mont-Blanc 2013-2015*. Programme de coopération territoriale européenne INTERREG IV A France-Suisse, Annecy, 18 fiches.
- RYDGREN K., HALVORSEN R., AUESTAD I. & HAMRE L. N. 2013. — Ecological design is more important than compensatory mitigation for successful restoration of alpine spoil heaps. *Restoration Ecology* 21 (1): 17-25. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00865.x>
- SACKVILLE HAMILTON N. R. 2001. — Is local provenance important in habitat creation? A reply. *Journal of Applied Ecology* 38 (6): 1374-1376. <https://doi.org/10.1046/j.0021-8901.2001.00670.x>
- SHARMA E. & ACHARYA R. 2004. — Summary report on mountain biodiversity in the Convention on Biological Diversity (CBD). *Mountain Research and Development* 24 (3): 263-265. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2004\)024\[0263:SR0MBI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2004)024[0263:SR0MBI]2.0.CO;2)
- TAMEGGER C. & KRAUTZER B. 2006. — *Production and Use of Site Specific Seed in Austria. Soil-Bioengineering: Ecological Restoration with Native Plant and Seed Material*. Conference 5-9 september 2006, HBLFA Raunberg-Gumpenstein: 113-118.
- TORMO J., BOCHET E. G. & GARCIA-FAYOS P. 2006. — Is seed availability enough to ensure colonization success? An experimental study in road embankments. *Ecological Engineering* 26 (3): 224-230. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.10.003>
- UICN FRANCE, FCBN, AFB & MNHN 2018. — *La liste rouge des espèces menacées en France – chapitre Flore vasculaire de France métropolitaine*. UICN, Paris, 32 p.
- UNION EUROPÉENNE 2014. — *Règlement européen N° 1143/2014 du parlement européen et du conseil du 22 octobre 2014 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes*. Union européenne, Strasbourg, 29 p.
- URBANSKA K. M. & CHAMBERS J. C. 2002. — High-elevation ecosystems, in PERROW M. R. & DAVY A. J. (éds), *Handbook of Ecological Restoration*, volume 2, *Restoration in Practice*. Cambridge University Press, Cambridge: 376-400.

- VANDER MIJNSBRUGGE K., BISCHOFF A. & SMITH B. 2010. — A question of origin: where and how to collect seed for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology* 11 (4): 300-311. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.09.002>
- WILLIAMS S. L. 2001. — Reduced genetic diversity in eelgrass transplantations affects both population growth and individual fitness. *Ecological Applied* 11 (5): 1472-1488. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[1472:RGDIET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[1472:RGDIET]2.0.CO;2)
- YOUNKIN W. E. & MORTENS H. E. 1987. — Long-term success of seeded species and their influence on native species invasion at abandoned rig site A-01 Caribou Hills, N.W.T., Canada. *Arctic and Alpine Research* 19 (4): 566-571.

*Soumis le 22 mars 2022;
accepté le 18 juillet 2022;
publié le 23 novembre 2022.*