

Zeitschrift: Botanica Helvetica

Band: 104 (1994)

Heft: 1

Artikel: Dynamique de la végétation sur les pistesensemencées de Crans-Montana (Valais, Suisse) : effets de l'altitude

Autor: Delarze, Raymond

DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-71612>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. [Siehe Rechtliche Hinweise.](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. [Voir Informations légales.](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. [See Legal notice.](#)

Download PDF: 06.10.2024

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Dynamique de la végétation sur les pistes ensemencées de Crans-Montana (Valais, Suisse). Effets de l'altitude

Raymond Delarze

Institut de botanique systématique et de géobotanique. CH-1015 Lausanne.

Manuscrit accepté le 7 Mars 1994

Abstract

Raymond Delarze. 1994. Vegetation dynamics on the artificially sown ski runs of Crans-Montana (Valais, Switzerland). Altitude effects. Bot. Helv. 104: 3–16.

Revegetation dynamics on ski runs graded in 1986 were monitored on 7 permanent plots between 1600 and 2500 m above sea level at Crans-Montana (Swiss Alps, Valais). Floristic evolution, cover change and indicator values of vegetation were analysed 3 and 7 years after seeding. Seed establishment decreased very strongly with increasing altitude, with the total cover falling below 10 percent at 2500 m. The cover increase observed between 1989 and 1993 is due to indigenous plant colonization. Local conditions select for plants adapted to skeletal and nutrient poor soils. Floristic changes between 1989 and 1993 are very slight and do not show clear trends towards reconstitution of the initial vegetation. The observed patterns suggest a secondary-type succession occurring below the timberline, whereas a primary-type succession occurs above it.

Introduction

Au cours des dernières décennies, le ski a connu un développement soutenu dans les Alpes. Destinés à améliorer la capacité, l'attractivité et la sécurité des domaines skiables, les élargissements et corrections de pistes se sont multipliés. Ces interventions touchent en général des paysages et des biotopes alpins vierges de toute influence humaine marquante.

Pour accélérer la cicatrisation du tapis végétal, prévenir l'érosion et restaurer la qualité du paysage, les surfaces aménagées sont souvent reverdiées par ensemencement. Les directives relatives aux corrections de pistes recommandent également de décaper les horizons superficiels du sol, riches en humus, pour les remettre en surface après le nivellement du terrain (OFP 1979, OFEFP 1991, voir aussi Schönthaler 1979, Rudin 1985). Mais ces directives sont rarement appliquées (Hirsch & al. 1988, Hirsch & collaborateurs, non publié).

Le succès des opérations de reverdissement, qui dépend du matériel végétal choisi, de la méthode d'ensemencement et des conditions locales, peut également varier en fonction des critères d'évaluation retenus, géotechniques, paysagers ou biologiques. Il est généralement admis que le but est de favoriser le rétablissement rapide d'une couverture végétale durable et ne nécessitant pas d'entretien, conforme à la station. Cet objectif

s'avère difficile à atteindre en montagne (Grabherr & al. 1987, Hirsch & al. 1988, Meistershans 1988, Tsuyuzaki 1990).

Le domaine skiable de Crans-Montana, situé dans la chaîne bernoise du Valais central, offre sur une large bande altitudinale des exemples typiques d'aménagements de pistes. Lors de la préparation des championnats du monde de ski alpin, qui se sont déroulés en février 1987, des corrections de terrain totalisant environ 20 hectares y ont été réalisées. Ces terrains ont été systématiquementensemencés par une entreprise spécialisée.

Le présent travail analyse les résultats d'un suivi de la végétation effectué sur 7 parcelles réparties entre 1600 m et 2500 m d'altitude sur les pistes aménagées en 1986-87. Il évalue l'effet de l'altitude sur le succès de la végétalisation et sur l'évolution des phytocénoses.

Méthodes

Préparation des surfaces et choix des stations

D'après les indications fournies par le distributeur des semences (Fédération Agricole du Valais, FLAV, Sion) et les représentants du comité d'organisation des championnats du monde, les travaux de terrassements et de végétalisation ont été effectués selon des procédures identiques sur l'ensemble des surfaces corrigées.

Lors des corrections de terrain, les couches superficielles riches en humus ont été mélangées aux horizons profonds du sol, formés principalement de matériel schisteux altéré. Les terrassements ont été suivis d'un semis hydraulique, additionné d'agents adhésifs biodégradables et d'engrais. Le mélange des semences utilisé comportait les espèces suivantes: *Achillea millefolium*, *Alopecurus pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Festuca rubra*, *Lolium perenne*, *Lotus corniculatus*, *Phleum pratense*, *Trifolium hybridum*, *Trifolium pratense*, *Trifolium repens*. Une couche de paille stabilisée par une émulsion de bitume biodégradable a été appliquée sur le semis pour limiter l'érosion et favoriser la levée des graines. A l'exception de quelques retouches effectuées en 1987, ces travaux se sont déroulés en été-automne 1986.

Les 7 stations retenues pour le suivi de la végétation occupent des terrains calcaires. Elles sont réparties entre 1610 m (arrivée des pistes à Crans-Montana) et 2520 m d'altitude (Bella Lui), de façon à suivre l'évolution du tapis végétal dans les différents étages de végétation (Tableau 1).

Dispositif des carrés permanents

Sur chaque station, 25 carrés permanents de 50 × 50 cm espacés régulièrement ont été fixés à l'aide d'une grille amovible de 10 × 10 m (Fig. 1). Les angles de cette grille sont matérialisés par des piquets d'aluminium enfoncés dans le sol et peuvent être repérés grâce à des points fixes situés en

Tableau 1. Caractéristiques de 7 stations de suivi.

Numéro	Altitude	Coordonnées nationales	Pente (degrés)	Exposition	Végétation naturelle
1	1610 m	602 170/129 270	16	S	peissière
2	1715 m	602 090/129 640	25	S	peissière
3	1695 m	604 160/130 175	28	SE	peissière
4	1910 m	603 520/130 380	35	SSE	lande boisée
5	2115 m	603 390/131 460	28	SE	pelouse dense
6	2310 m	603 240/131 970	25	SW	pelouse dense
7	2520 m	603 585/132 675	30	S	pelouse écorchée

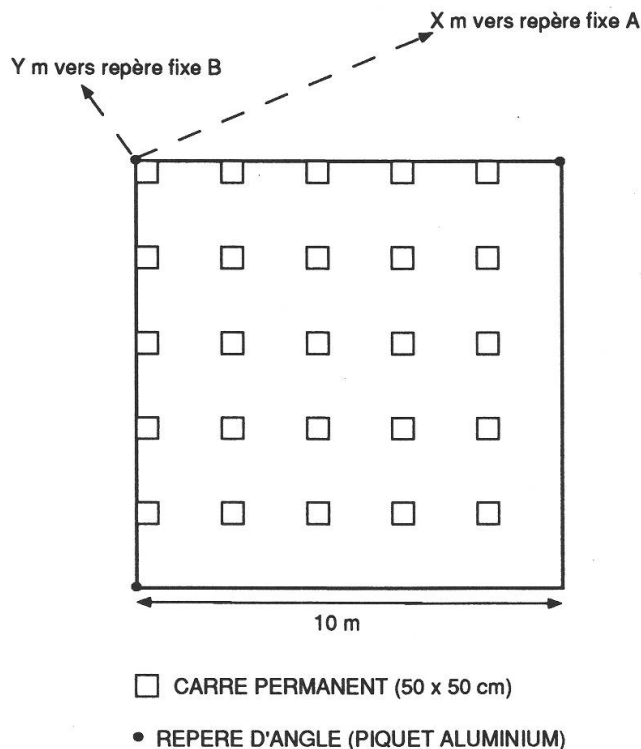


Fig. 1. Schéma d'implantation d'une station de carrés permanents. Les angles de la grille sont repérés par rapport à des socles de pylônes ou d'autres points fixes situés en bordure de piste.

bordure de piste (pylônes en bordure de piste, etc.). Ils sont retrouvés précisément à chaque passage à l'aide d'un détecteur de métal (Delarze & Jungclaus Delarze 1993).

Chaque carré permanent délimite un microrelevé, dans lequel sont notés les recouvrements des espèces présentes, ainsi que les signes d'érosion superficielle (déchaussement des collets des plantes) et la couverture du squelette. Ces microrelevés ont été répétés en 1989 et 1993, entre juillet et septembre.

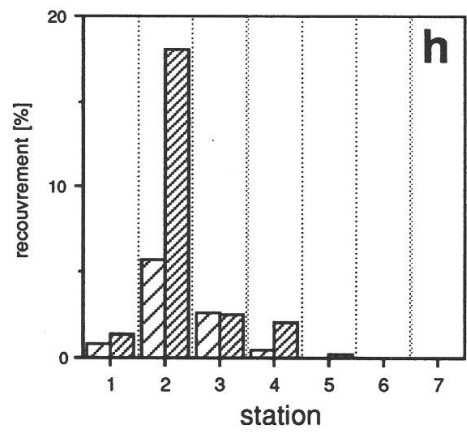
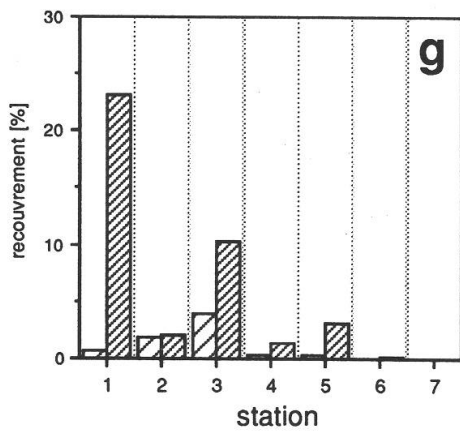
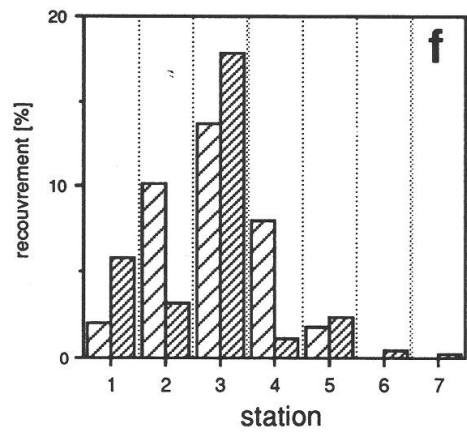
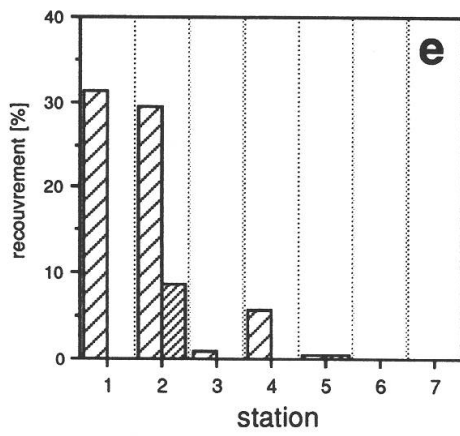
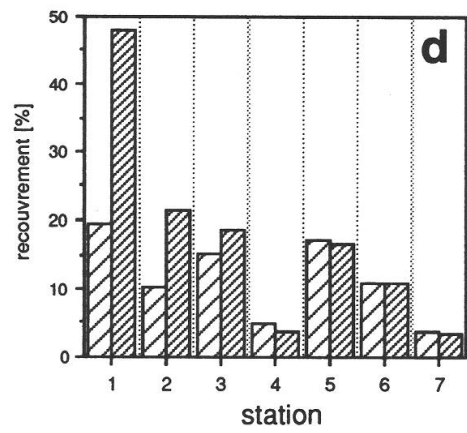
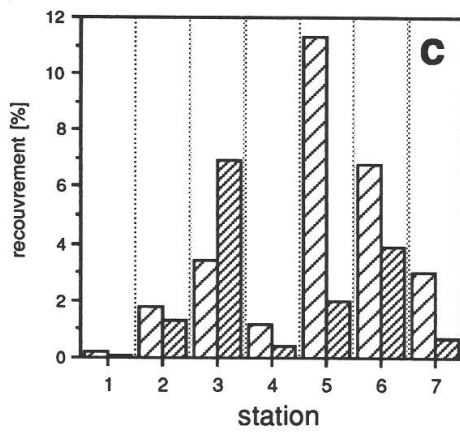
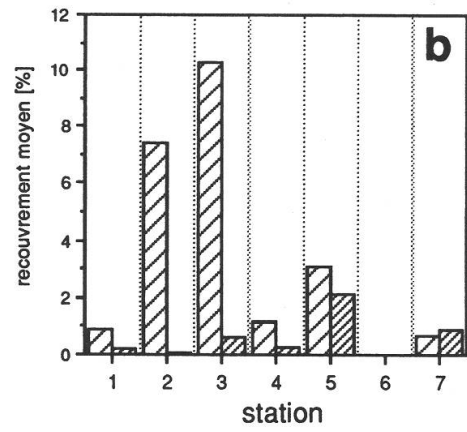
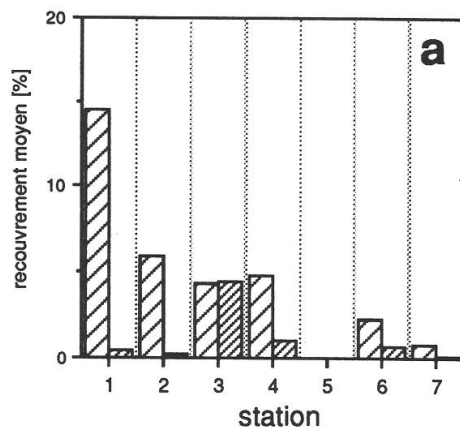
Simultanément, un relevé phytosociologique classique (Braun-Blanquet 1964) a été effectué dans le périmètre de la grille, pour compléter la liste floristique et permettre des comparaisons avec des relevés semblables faits dans les pelouses bordant les pistes (surfaces-témoins).

Analyses

La comparaison portant sur les moyennes des microrelevés des différentes stations aux deux dates s'est faite par l'analyse de variance. Les analyses concernent le recouvrement des espèces, leur nombre par microrelevé, et les moyennes indicatrices de Landolt (1977). Ces dernières ont été calculées en multipliant l'indice de chaque espèce par son recouvrement respectif dans le microrelevé.

Les espèces n'appartenant pas à la liste des semences qui sont apparues dans les microrelevés ont été classées en trois catégories sur la base d'observations préliminaires portant sur l'ensemble de la région de Crans-Montana (Delarze & Jungclaus Delarze 1993): 1) plantes issues des pelouses naturelles qui bordent les pistes; 2) plantes d'éboulis, spécialistes des substrats minéraux, grossiers et instables, 3) rudérales opportunistes, liées au terrains perturbés et très peu représentées dans les phytocénoses précitées.

Les relevés phytosociologiques effectués dans les 7 stations en 1989 et 1993 et dans les 7 surfaces-témoins en 1989 ont été soumis à une analyse factorielle des correspondances (AFC). Les espèces qui n'apparaissent que dans un seul relevé ont été soustraites à l'analyse. Les indices d'abondance-dominance ont été convertis de la manière suivante: $r = > 1$; $+ = > 2$; $1 = > 3$; $2 = > 4$; $3 = > 5$; $4 = > 6$; $5 = > 7$.



Résultats

Comportement des espèces du mélange

a) Établissement initial

En 1989, soit 2 à 3 ans après l'ensemencement, les espèces du mélange les mieux représentées sur le terrain sont *Trifolium hybridum* (Fig. 2 a), *Trifolium pratense* (Fig. 2 b), *Phleum pratense* (Fig. 2 c), *Festuca rubra* (Fig. 2 d), *Lolium perenne* (Fig. 2 e) et *Dactylis glomerata* (Fig. 2 f). Aucune autre espèce n'atteint nulle part un recouvrement de 10%.

De manière générale, les performances de ces espèces diminuent progressivement avec l'augmentation de l'altitude (Fig. 3 a). Le recouvrement cumulé des semences est voisin de 70% dans la station 1 (1600 m), mais il tombe à moins de 10% dans la station 7 (2500 m).

b) Persistance

Quatre ans plus tard, en 1993, le spectre des espèces s'est modifié. Les trèfles et *Lolium perenne* ont fortement régressé (Fig. 2 a, 2 b, 2 e). En revanche, *Lotus corniculatus* (Fig. 2 g) et *Achillea millefolium* (Fig. 2 h), peu présents en 1989, ont progressé. Le comportement de *Dactylis glomerata* est très variable d'une station à l'autre (Fig. 2 f). *Phleum pratense* ne s'est maintenu qu'aux altitudes inférieures (Fig. 2 c).

La seule espèce qui ait maintenu des effectifs relativement importants pendant la période étudiée, avec une progression marquée dans les stations inférieures, est *Festuca rubra* (Fig. 2 d). Cette espèce couvre plus de 45% de la station 1, située à 1600 m d'altitude.

Globalement, le profil des performances du mélange en fonction de l'altitude montre peu de variation au cours du temps (Fig. 3), le déclin de certaines semences (*Lolium*, *Trifolium* spp.) étant compensé par l'essor des autres (*Festuca*, *Achillea*, *Lotus*). Entre 1989 et 1993, le recouvrement des semences reste stable dans les trois stations inférieures (1600–2000 m) et diminue légèrement dans les 4 stations supérieures (2000–2500 m). Toutefois, 7 ans après l'ensemencement, des effectifs réduits de la plupart des espèces subsistent jusqu'aux altitudes les plus élevées.

Seule la station 4 montre une diminution sensible du recouvrement des semences. La forte pente de cette station et l'instabilité du sol qui en résulte sont certainement la cause principale de ce recul.

Rôle de la colonisation spontanée

La colonisation naturelle participe de manière importante à la couverture végétale des microrelevés (Fig. 4). Son importance relative augmente avec l'altitude: à 1600 m (station 1), elle correspond à environ 25% du recouvrement total; cette proportion atteint 90% à 2500 m (station 7).

Aux étages inférieurs (stations 1 à 4), les rudérales forment l'apport dominant. Plus haut (stations 5 et 6), elles s'effacent derrière les plantes de pelouses. Enfin, vers 2500 m (station 7), les plantes d'éboulis prennent le relais.

Fig. 2. Recouvrement moyen des espèces du mélange dans chacune des 7 stations, en 1989 (hâchures espacées) et en 1993 (hâchures serrées). a: *Trifolium hybridum*; b: *Trifolium pratense*; c: *Phleum pratense*; d: *Festuca rubra*; e: *Lolium perenne*; f: *Dactylis glomerata*; g: *Lotus corniculatus*; h: *Achillea millefolium*.

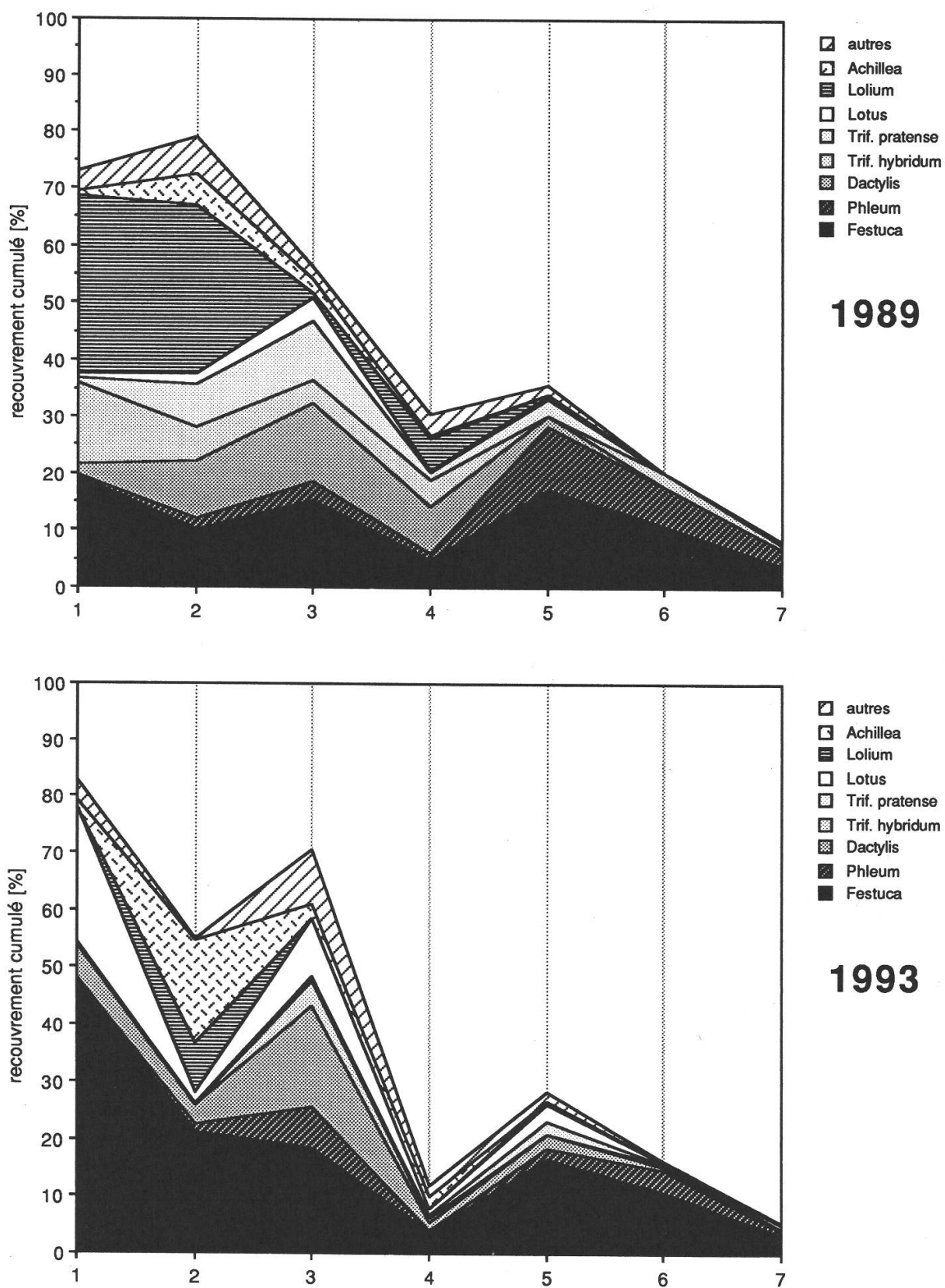


Fig. 3. Recouvrement cumulé des espèces du mélange dans chacune des 7 stations.

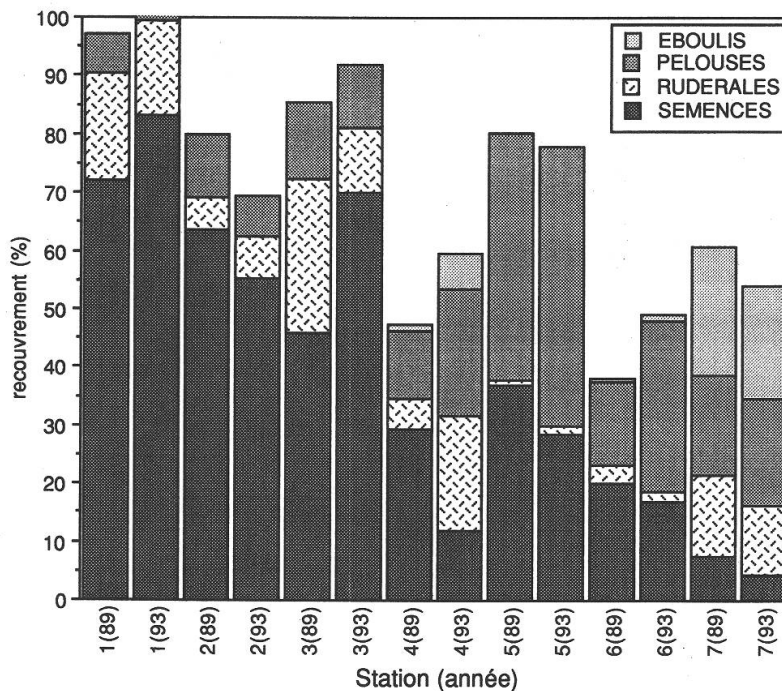


Fig. 4. Recouvrement cumulé de l'ensemble des espèces, classées par habitat, dans chacune des 7 stations, en 1989 et 1993.

Ces espèces spontanées sont déjà bien implantées en 1989. Au contraire des semences, elles poursuivent leur progression à l'étage alpin entre 1989 et 1993. C'est le cas dans les deux stations d'altitude, où une augmentation significative du recouvrement total est enregistrée, alors que celui des semences diminue.

La diversité floristique des carrés permanents dépend également pour beaucoup des immigrations naturelles. Entre 1989 et 1993, la richesse spécifique augmente dans la plupart des carrés (Fig. 5). Elle reste plus basse et diminue même localement dans les stations de basse altitude, dont l'importante couverture végétale est dominée par quelques espèces seulement.

Malgré la contribution des espèces indigènes, le recouvrement des pistes d'altitude (Fig. 4: 50–80%) reste nettement inférieur à celui des pelouses alpines situées à proximité (90–100%).

Variations de spectre écologique

Les variations des moyennes indicatrices au cours du temps résultent des modifications intervenues dans le cortège floristique des carrés permanents. La valeur indicatrice de nutriments du sol (facteur N selon Landolt, 1977) correspond à une augmentation, très significative dans les stations 2, 4 et 6, de la fraction d'espèces adaptées à des sols maigres (Fig. 6). Les analyses de variance des autres facteurs écologiques de Landolt montrent aussi une augmentation significative des plantes de sols séchards (facteur F), pauvres en humus (facteur H), rocailleux (facteur D), et une diminution des espèces thermophiles (facteur T).

Relations avec les pelouses voisines

L'analyse factorielle des correspondances illustre les relations de parenté floristique entre les différents relevés et permet d'examiner de manière globale la dynamique de recolonisation.

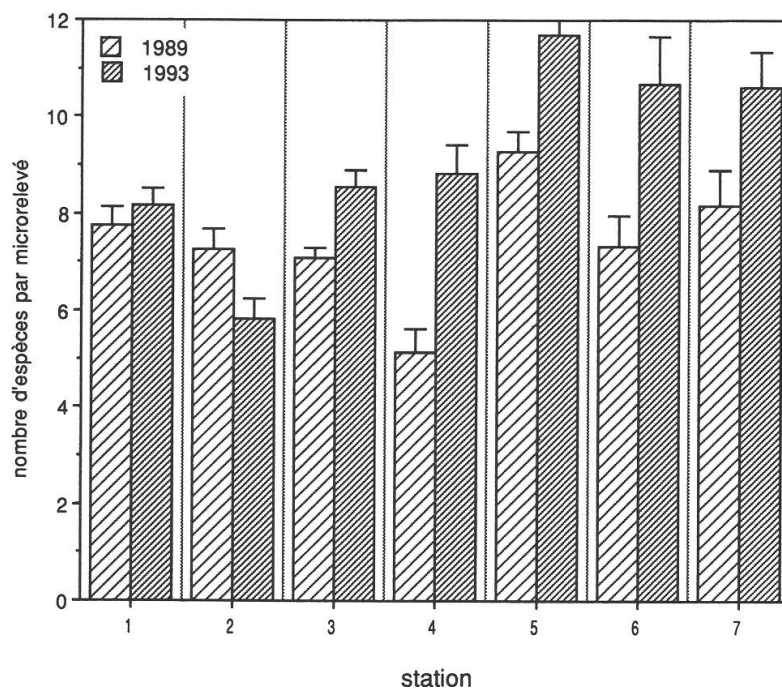


Fig. 5. Nombre moyen d'espèces par microelevé dans chacune des 7 stations, en 1989 (hâchures espacées) et en 1993 (hâchures serrées).

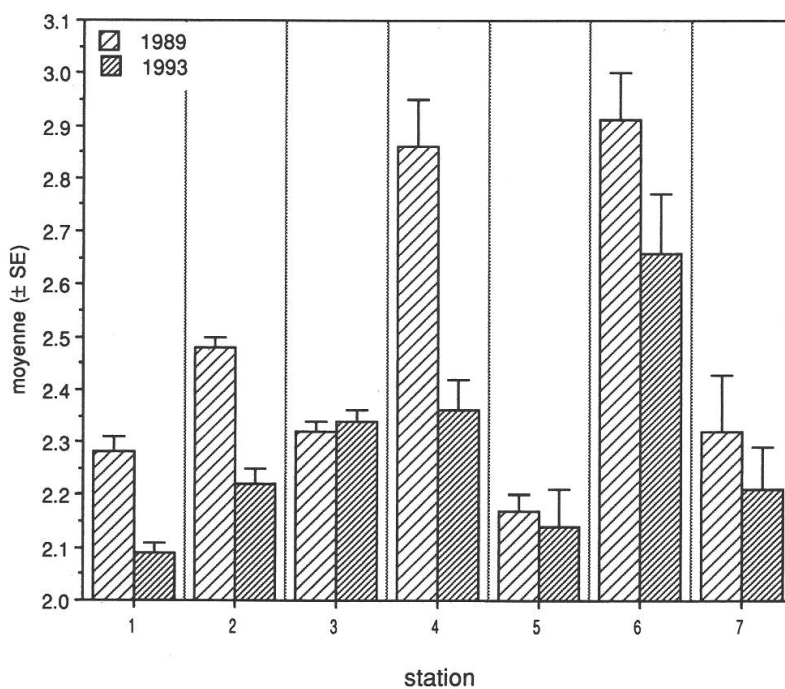


Fig. 6. Moyenne indicatrice de la richesse du sol en nutriments dans chacune des 7 stations, en 1989 (hâchures espacées) et en 1993 (hâchures serrées).

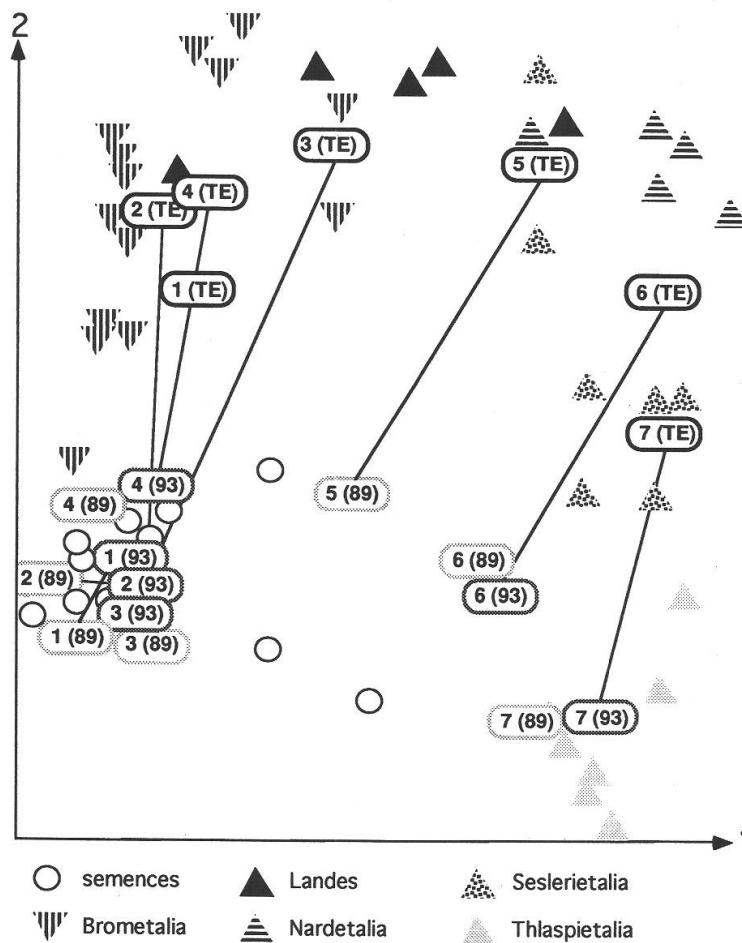


Fig. 7. Premier plan de l'Analyse factorielle des Correspondances des relevés phytosociologiques des 7 stations en 1989 et 1993 et des 7 pelouses-témoins voisines. Seules les espèces caractéristiques des principales unités de végétation sont figurées.

Sur le premier plan de l'AFC (Fig. 7), les relevés sont répartis en deux séries parallèles sur un gradient altitudinal qui correspond à l'axe principal (horizontal sur la Fig. 7) de l'analyse. Ceci montre que le facteur principal de variation du cortège floristique est lié à l'altitude.

Les relevés des surfaces-témoins montrent que le tracé des pistes traverse plusieurs étages de prairies et de pelouses naturelles. En partant du pied des pistes, on passe d'abord dans des prés secs thermophiles à *Bromus erectus* et *Brachypodium pinnatum* (stations 1, 2), avec une proportion croissante de plantes de lande xérophile à *Genista radiata* et *Juniperus nana* (stations 3, 4). Vers 2100 m d'altitude apparaissent des pâturages acides riches en *Nardus stricta* (station 5). Plus haut, on passe progressivement à des sols superficiels, dominés par les plantes de pelouses calcaires comme *Sesleria caerulea* (stations 6, 7).

Le second axe (vertical sur la Fig. 7) sépare les relevés des pistes de ceux des pelouses-témoins. A basse altitude, les pistes sont caractérisées par la présence des espèces du mélange de semences; plus haut, ce sont des espèces d'éboulis alpins qui marquent les terrains terrassés.

La faible distance qui sépare les relevés de pistes de 1989 de leurs homologues de 1993 montre que le changement de végétation qui s'y est produit en 4 ans est peu important sur le plan floristique, en comparaison des différences qui subsistent entre pistes et surfaces-témoins. La même constatation peut être faite aux différentes altitudes étudiées.

Discussion

Performance des semences

Les variations de recouvrement observées entre 1989 et 1993 sont importantes pour toutes les espèces du mélange, ce qui rend délicate l'évaluation du comportement individuel de chaque espèce. Par exemple, le relatif succès de *Trifolium hybridum* (fig. 2 a) et de *Festuca rubra* (fig. 2 d) a été observé après trois ans dans la partie inférieure du gradient altitudinal, comme dans une étude similaire effectuée au Canada (Thompson & Hutchinson 1986); mais sept ans après l'ensemencement, *Trifolium hybridum* a pratiquement disparu, alors que *Festuca rubra* a progressé. En 1989, *Phleum pratense* atteint son recouvrement maximal dans la partie supérieure du gradient, comme c'était le cas 3 ans après le semis dans l'étude précitée (Thompson & Hutchinson 1986). Ceci pourrait suggérer que *Phleum pratense*, sensible à la concurrence des autres semences à l'étage subalpin, est capable de remplacer celles-ci à haute altitude. Mais la régression de *Phleum* observée en 1993 montre que les performances à moyen terme de cette espèce sont médiocres à l'étage alpin (fig. 2 c). Ces exemples suggèrent que les observations de courte durée doivent être interprétées avec prudence, lorsqu'il s'agit d'évaluer les potentialités spécifiques de lutte biologique contre l'érosion (Gasser 1989).

Globalement, nos observations montrent clairement que le succès de la végétalisation dépend de l'altitude, les meilleurs résultats d'ensemble étant enregistrés aux étages inférieurs. La variation du cortège floristique et les tendances correspondantes au niveau des valeurs indicatrices suggèrent que plusieurs facteurs se conjuguent pour produire ce phénomène.

Une importante cause de l'échec des semences est leur faible résistance au climat de la haute montagne. Toutes ont leur centre de gravité dans les prairies grasses de l'étage collinéen, avec des valeurs indicatrices qui s'écartent considérablement des conditions propres aux terrains d'accueil. Néanmoins, l'augmentation du recouvrement d'*Achillea millefolium*, de *Lotus corniculatus* et de *Festuca rubra* entre 1989 et 1993 montre que certaines d'entre elles peuvent prospérer à l'étage subalpin, dans des conditions de concurrence réduite. Il est d'ailleurs possible que des écotypes indigènes de ces espèces aient participé à la recolonisation des carrés. Mais au-dessus de 2000 m, le développement initial des semences, peut-être favorisé par l'apport d'engrais, est compromis en peu d'années par la rudesse du climat. Le plus surprenant n'est pas que les semences ne parviennent pas à former un tapis dense à l'étage alpin, mais plutôt qu'une petite partie d'entre elles soient encore présentes à 2500 m d'altitude, 7 ans après le semis. Cette persistance est peut-être liée à la préemption des ressources disponibles dans quelques microhabitats favorables, et à une compétition réduite au cours des premières années de la colonisation, phénomène prévisible dans un milieu à faible productivité (Grime 1979).

La difficulté que rencontrent les semences à s'installer en altitude est sans doute aussi liée à la destruction des sols lors des terrassements. Un point important semble être la dispersion de la matière organique, initialement concentrée dans la rhizosphère, sur toute

l'épaisseur du sol remanié. Dans le cas étudié, cette dilution a été très forte à l'étage alpin, où l'humus était réduit à une fine couche de surface. Les espèces du mélange de semences, peu adaptées à ces conditions, n'ont souvent pas réussi à s'implanter.

Performance des plantes colonisatrices indigènes

Les phénomènes de colonisation spontanée montrent que de nombreuses espèces sont susceptibles de se substituer aux semences sur les terrains fraîchement terrassés. Il s'agit non seulement d'espèces présentes dans les pelouses bordant les pistes, mais aussi de plantes issues des éboulis et de rudérales. La flore des éboulis est bien représentée dans la région de Bella Lui, ce qui a sans doute favorisé la colonisation rapide des planies par ces espèces. Une partie des rudérales observées possède des semences très mobiles et pourrait avoir colonisé spontanément le milieu (*Tussilago farfara*, *Taraxacum officinale*); d'autres ont pu être introduites accidentellement, comme impuretés du mélange des semences (*Festuca pratensis*, *Chrysanthemum inodorum*, etc.).

La modification des valeurs indicatrices des microrelevés entre 1989 et 1993 traduit l'action sélective du milieu et permet de mieux comprendre quels facteurs ont pu entraîner la régression des semences et favoriser l'apparition d'espèces indigènes mieux adaptées aux conditions microclimatiques et édaphiques locales. Le spectre écologique confirme en particulier le rôle joué par la qualité des sols et suggère qu'en fonction de l'altitude des successions de nature différente vont se produire.

Dans les stations d'altitude inférieure, la forte proportion d'espèces rudérales indique une succession de type secondaire. Dans ce cas, on peut s'attendre à ce que le retour à la végétation primitive se fasse au sein d'un tapis végétal fermé, au gré des exclusions compétitives (Tilman 1988). Cette compétition pourrait expliquer la non-augmentation de la diversité floristique des stations 1 et 2 entre 1989 et 1993. Le suivi des carrés permanents dans le futur montrera à quel rythme la succession se déroule. L'écart floristique qui subsiste entre pistes et pelouses-témoins (fig. 7) laisse penser qu'elle durera plusieurs décennies.

Dans les placettes situées à plus haute altitude, la recolonisation prend en revanche des caractéristiques de succession primaire, dont les indices sont un faible recouvrement et l'abondance des plantes d'éboulis. Les plantes qui colonisent les planies, dont l'horizon humique a disparu, sont pour la plupart des pionnières, incapables de reconstituer rapidement un tapis herbacé stable et résistant à l'érosion. L'apport initial d'engrais azoté a sur cette succession des effets atténués et de faible durée. D'une part, les espèces qui y réagissent par une croissance accrue (semences introduites ou espèces indigènes) deviennent particulièrement vulnérables aux effets de la sécheresse et du froid (Aber & al 1989). D'autre part, contrairement à ce qu'on peut parfois observer dans les formations climaciques (Bowman & al. 1993, mais voir aussi Körner 1989), les propriétés physiques défavorables des terrains nivelés limitent fortement l'exploitation par les plantes des ressources nutritives du sol (Flüeler 1992). Cette limitation du taux de croissance des végétaux ralentit les phénomènes d'exclusion compétitive et favorise donc l'augmentation de la diversité floristique, pour autant que les conditions abiotiques ne soient pas trop sévères. Il faut cependant relever que l'augmentation de la diversité floristique n'est pas corrélée avec une augmentation du recouvrement. Souvent citée comme une des conditions pour une végétalisation conforme à la station (Urbanska 1988, 1990) cette diversité ne garantit pas en soi la reconstitution d'un tapis végétal suffisant pour assurer une bonne intégration paysagère et prévenir l'érosion.

Le retour aux conditions antérieures d'équilibre implique le rétablissement de la pelouse alpine. Or, les espèces typiques de cette pelouse sont parmi les moins dynamiques: 7 ans après les travaux, elles ne couvrent encore que quelques pour cent de la surface des carrés permanents. Comme Cernusca l'a observé dans la région de Meran (Cernusca 1987), seules des espèces naturellement associées aux zones écorchées de la pelouse apparaissant sur les planies (*Alchemilla* gr. *vulgaris*, *Poa alpina* et *Trifolium badium*), alors, que les graminoides qui forment la matrice des pelouses denses (*Nardus stricta*, *Carex sempervirens*, *Sesleria coerulea*, *Festuca quadriflora*) sont presque absentes des terrains terrassés. Cette lenteur à s'établir chez les espèces dominantes de la végétation climacique est conforme aux caractères attendus chez les plantes spécialistes de la compétition sur des sols maigres (Tilman 1987, 1988). Pour former des populations denses et permanentes dans les conditions difficiles qui règnent en altitude, ces plantes doivent allouer leurs ressources d'une manière qui leur interdit une croissance rapide (Hasler 1992).

On peut donc prédire, à l'étage alpin, une succession de type primaire, dans laquelle intervient une séquence complexe d'espèces différant par leur cycle vital. Ce n'est pas seulement la compétition qui dicte le rythme de cette succession, mais surtout la maturation progressive des sols. Dans de telles conditions, le processus pourrait durer plusieurs siècles (Ammann 1978, Cernusca 1986), ou même être interrompu localement par des forces physiques contraires, comme l'érosion et la cryoturbation (Klötzli & Schiechl 1979, Galland 1982).

Conclusion

Bien que la question ne soit pas nouvelle (Stiny 1934), la végétalisation de grandes surfaces pose encore dans les Alpes des problèmes mal maîtrisés. Nos observations montrent que la limite de la forêt marque une différence qualitative dans les processus de régénération du tapis végétal et confirment les résultats obtenus dans d'autres régions des Alpes (Stolz 1984, Spatz & al. 1987, Meisterhans 1988, Klug-Pümpel 1992).

Dans ce contexte, la recherche de solutions permettant de reconstituer rapidement un tapis végétal durable reste une priorité. Un des résultats de cette recherche a été la modification des mélanges de semences utilisés (Hydrosaat SA, comm. pers.). Néanmoins, les possibilités d'améliorer sensiblement la végétalisation de cette manière paraissant limitées (Urbanska 1990).

Certains auteurs arrivent à la conclusion que la reconstitution de la végétation primitive est impossible après destruction des sols. Ils préconisent la création d'un tapis végétal de substitution à partir d'espèces indigènes relativement nitrophiles: *Poa alpina*, *Poa supina*, *Deschampsia caespitosa* (Spatz & al. 1987). Pour être durable, une telle solution implique cependant des apports renouvelés d'engrais, ce qui n'est guère compatible avec le principe de conformité à la station (Grabherr & al. 1987, Urbanska 1990).

D'importantes recherches ont été entreprises à l'institut de géobotanique de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Zurich (ETHZ), sous la direction de K. M. Urbanska, dans le but d'améliorer la qualité des «reverdissements». Ces travaux visent notamment à trouver des alternatives aux procédés généralement utilisés, en explorant les potentialités d'espèces alpines indigènes. Bien que les résultats de ces travaux soient dans certains cas prometteurs (Schütz 1988, Tschurr 1992), leur mise en pratique à grande échelle est ralentie par les coûts et les difficultés techniques de production en quantité suffisante des semences ou plantules d'espèces alpines (Urbanska & Schütz 1986). Dans certain cas, la

courte saison favorable pourrait aussi poser un problème, compte tenu du temps nécessaire pour les plantations (voir Urbanska 1990). Plusieurs ordres de grandeur séparent encore la surface des terrassement étudiés de celle sur laquelle des solutions satisfaisantes du point de vue biologique paraissent praticables pour l'instant (Urbanska 1990).

Dans la pratique courante, il faut bien admettre que des nivellements couvrant de grandes surfaces à l'étage alpin sont rarement entrepris avec toutes les précautions nécessaires pour préserver les sols et assurer la reconstitution d'une végétation conforme à la station. Il paraît donc urgent de transposer à l'échelle commerciale les résultats expérimentaux, ne serait-ce que pour accélérer la cicatrisation des aménagements existants. Les travaux en cours portant sur la production de matériel végétal indigène et la rationalisation des méthodes de plantation pourraient faciliter cette mise en œuvre; il faudra cependant encore beaucoup d'efforts et de patience pour résoudre tous les problèmes (Florineth 1988).

Dans l'attente d'une solution éprouvée, il paraît souhaitable de limiter l'étendue des modifications de terrain à l'étage alpin.

Merci à Daniela Torriola pour son aide sur le terrain et à Josiane Bonetti Hilfiker pour son aide dans la recherche bibliographique. La rédaction du manuscrit a bénéficié des remarques d'un réviseur anonyme. Une partie de ce travail a été réalisée dans le cadre d'un mandat de l'État du Valais.

References

- Aber J. D., Nadelhofer, K. J., Steudler P. A. & Melillo J. M. 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bioscience* 39: 378–386.
- Ammann K. 1978. Gletschnahe Vegetation in der Oberaar einst und jetzt. In: Wilmanns O. & Tüxen R. (eds.): *Werden und Vergehen von Pflanzengesellschaften*. Ber. Int. Symp. Rinteln. 227–251.
- Bowman W. D., Theodose T. A., Schardt J. C. & Conant R. R. 1993. Constraints of nutrient availability on primary production in two alpine tundra communities. *Ecology* 74: 2085–2097.
- Braun-Blanquet J. 1964. *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. 3. Aufl. Springer, Wien. 865 p.
- Cernusca A. 1986. Probleme von Wintersportkonzentrationen für den Naturschutz. *Jahrbuch Naturschutz u. Landschaftspflege (Bonn)* 38: 33–48.
- Cernusca A. 1987. Ursachen für Erosionsprozesse im Skigebiet Meran 2000. *Verh. Ges. Ökologie (Graz 1985)* 15: 189–196.
- Delarze R & Jungclaus Delarze S. 1993. *Etude des valeurs naturelles des hauts de Crans Montana. Etat du Valais, Service des forêts et du paysage*, 68 p + annexes. Polycopié.
- Florineth F. 1988. Begrünung von Erosionszonen über der Waldgrenze. In: Pflug W. (ed.) *Erosionsbekämpfung im Hochgebirge*. SEPIA-Verlag, Aachen. 78–93.
- Flüeler R. P. 1992. Experimentelle Untersuchungen über Keimung und Etablierung von alpinen Leguminosen. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich*. 110, 149 p.
- Galland P. 1982. *Etude de la végétation des pelouses alpines au Parc National Suisse*. Thèse, Université de Neuchâtel. 177 p.
- Gasser M. 1989. Bedeutung der vegetativen Phase bei alpinen Pflanzen für die biologische Erosionsbekämpfung in der alpinen Stufe. *Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich* 55: 151–176.
- Grabherr G., Mair A. & Stimpfl H. 1987. Wachstums- und Reproduktionsstrategien von Hochgebirgspflanzen und ihre Bedeutung für die Begrünung von Schipisten und anderen hochalpinen Erosionsflächen. *Verh. Ges. Ökologie (Graz 1985)* 15: 183–188.

- Hasler A. R. 1992. Experimentelle Untersuchungen über klonal wachsende alpine Leguminosen. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 111. 104 p.
- Hirsch M., Berthoud E. F. & Meisterhans E. 1988. Schlußbericht über Eingriffe in die Landschaft im Interesse des Skisportes. Bundesamt für Forstwesen und Landschaftsschutz. Bern. 50 p. + annexes.
- Grime P. J. 1979. Plant strategies and vegetation processes. John Wiley, Chichester. 222 p.
- Klötzli F. & Schiechl H. M. 1979. Skipisten – tote Schneisen durch die Alpen. Kosmos 75 (2): 954–962.
- Klug-Pümpel B. 1992. Schipistenbewuchs und seine Beziehung zur naturnahen Vegetation im Raum Obertauern (Land Salzburg). Stapfia (Linz) 26. 100 p. + cartes.
- Körner C. 1989. The nutritional status of plants from high altitudes. *Oecologia* (Berlin) 81: 379–391.
- Meisterhans E. 1988. Vegetationsentwicklung auf Skipistenplanierungen in der alpinen Stufe bei Davos. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 97. 191 p.
- OFP (Office fédéral des forêts et de la protection du paysage). 1979. Directives concernant les atteintes portées au paysage dans l'intérêt du ski. OFCIM, Bern, 35 p.
- OFEFP (Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage). 1991. Modifications du paysage en faveur de la pratique du ski. Directives pour la protection de la nature et du paysage. OFCIM, Bern, 74 p.
- Rudin R. 1985. Thesen und Richtlinien für die Planierung und die Begrünung von Skipisten. Veröff. Schweiz. Verb. der Seilbahnunternehmungen (SVS). Bern, 14 p.
- Schönthaler K. E. 1979. Einige Kriterien der Wirkung von Bodenfestigern. *Z. f. Vegetationstechnik* 2: 27–34.
- Schütz M. 1988. Genetisch-ökologische Untersuchungen an alpinen Pflanzenarten auf verschiedenen Gesteinsunterlagen: Keimungs- und Aussaatversuche. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 99. 153 p.
- Spatz G., Park G. J. & Weis G. B. 1987. Untersuchungen zur Einwanderung autochthoner Arten auf planierten und begrüneten Schipisten in der subalpinen Stufe. *Natur u. Landschaft* 62: 293–295.
- Stiny J. 1934. Die Begrünung von Böschungen und anderen technischen Ödflächen im Hochgebirge. *Geologie und Bauwesen* (Wien) 4: 134–140.
- Stolz G. 1984. Entwicklung von Begrünungen oberhalb der Waldgrenze aus der Sicht der Botanik. *Z. f. Vegetationstechnik* 7: 29–34.
- Thompson J. D. & Hutchinson I. 1986. Cohabitation of species in an artificial grass-legume community on ski-slopes on Whistler Mountain, British Columbia, Canada. *J. Appl. Ecol.* 23: 239–250.
- Tilman D. 1987. Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradients. *Ecological Monographs* 57: 189–214.
- Tilman D. 1988. Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. *Monographs in population biology* 26. Princeton Univ. Press, Princeton. 360 p.
- Tschurr F. R. 1992. Experimentelle Untersuchungen über das Regenerationsverhalten bei alpinen Pflanzen. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 108. 121 p.
- Tsuyuzaki S. 1990. Species composition and soil erosion on a ski area in Hokkaido, Northern Japan. *Environmental Management* 14: 203–207.
- Urbanska K. M. 1988. High altitude revegetation research in the Swiss Alps: experimental establishment and performance of native plant populations in machine-graded ski runs above the timberline. Proc. 8th. HAR Workshop. Fort Collins. 115–128.
- Urbanska K. M. 1990. Standortgerechte Skipistenbegrünung in hochalpinen Lagen. *Z. f. Vegetationstechnik*, 13: 75–78.
- Urbanska K. M. & Schütz M. 1986. Reproduction by seed in alpine plants and revegetation research above timberline. *Bot. Helv.* 96: 43–60.