



Définition d'une méthodologie d'évaluation de l'état de conservation pour divers types de pelouses d'altitude par l'utilisation des espèces typiques

Premières propositions



Vincent AUGÉ
Martin FARGEAT

Crédits photos de la première de couverture : Augé Vincent et Fargeat Martin

Référence de cette étude pour citation :

Augé V., Fargeat M. (2022). Définition d'une méthodologie d'évaluation de l'état de conservation pour divers types de pelouses d'altitude par l'utilisation des espèces typiques - Premières propositions. Parc national de la Vanoise, 263 pages + annexes.

Remerciements

Nous tenons à remercier les personnes qui ont contribué d'une manière ou d'une autre à ce projet initié en 2016 :

- Pauline Debay, qui grâce à une candidature spontanée transmise au parc, a permis de lancer le projet que nous repoussions depuis quelques années. Son recrutement a permis de dégrossir le sujet.
- Adèle Rauzier, étudiante en bachelor à Hepia (Suisse), qui a fait son stage en 2018 et a travaillé en binôme avec Martin Fargeat pour réaliser les relevés de végétation. Une fois recrutée au Parc national du Mercantour, Adèle a pu tester certaines clés élaborées en 2019 et présentées dans ce rapport, avec des retours d'expérience utiles nous conduisant à proposer des indicateurs et des clés certes moins fiables *a priori*, mais plus abordables par les praticiens.
- Les membres du groupe de pilotage qui a encadré ce travail, notamment Grégory Loucougaray, chercheur au LESSEM (INRAE Grenoble) et Patrice Prunier, enseignant chercheur à HEPIA et membre du Conseil Scientifique du Parc national. Les conseils ou remarques faites par les autres membres du groupe ont aussi été profitables pour améliorer la méthode et mieux la présenter : Hermann Dodier (INRAE et pilote du programme alpages-sentinelles dans lequel nous avons délibérément inscrit notre projet), Margaux MISTARZ (Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris), David PAULIN (Conservatoire National Botanique Alpin), Rémy MAGDINIER (Société d'Economie Alpestre de la Savoie), Yann BAILLET (association Flavia). Merci aux autres personnes sollicitées qui ont apportées ponctuellement leur avis : Pauline Dadamo (Parc Naturel Régional du Vercors), Clémentine ASSMANN (Parc national du Mercantour).
- L. Bonsacquet, garde moniteur au Parc national, qui, grâce à ses compétences pointues en statistiques et programmation sous R, a pu reprendre l'ensemble de la chaîne de traitement et réécrire les scripts sous l'interface Shiny. Nous avons ainsi pu disposer avant la fin du projet d'une application complètement intégrée et ergonomique.
- L'ensemble de la Direction du Parc national qui nous a soutenu depuis le début du projet en acceptant le recrutement des différents intervenants successifs et en intégrant la mise en œuvre de ce long processus dans notre charge de travail.
- Le projet a également bénéficié pour une petite partie des financements du projet PITEM Biodiv'Alp pour la réalisation des tests des méthodes d'évaluation proposées en 2020.

Sommaire

Table des matières

Remerciements.....	3
Table des Figures.....	6
Table des tableaux.....	12
Liste des abréviations.....	15
Introduction.....	16
1- Contexte et objectifs de l'étude.....	17
1.1- Présentation des habitats concernés par l'étude.....	17
1.1.1- Gazons alpiens à <i>Nardus stricta</i> et communautés apparentées.....	18
1.1.2- Gazons thermo-alpigènes à <i>Festuca paniculata</i>	19
1.1.3- Pelouses alpines et subalpines des pentes calcaires à séslerie et laîche toujours verte....	20
1.1.4- Pelouses acidoclines des combes à neige.....	21
1.2- L'état de conservation : une notion difficile à évaluer.....	22
1.2.1- Les principes de l'évaluation de l'état de conservation.....	22
1.2.2- Les méthodes existantes pour l'évaluation de l'état de conservation.....	23
1.3- Les facteurs pouvant affecter l'état de conservation des pelouses d'altitude ; que nous apporte la bibliographie ?.....	24
1.3.1- La colonisation par les ligneux.....	24
1.3.2- L'eutrophisation.....	33
1.3.3- La dégradation physique du couvert végétal.....	44
1.3.4- Le développement d'espèces monopolistes, envahissantes ou invasives.....	53
1.3.5- Le changement climatique.....	62
1.3.6- Les traitements antiparasitaires du bétail.....	68
1.3.7- Autres influences des pratiques pastorales.....	72
1.3.8- Synthèse : les facteurs à prendre en compte pour évaluer l'état de conservation des pelouses d'altitude.....	75
1.3.9- Résilience, réversibilité des dégradations et état de conservation.....	77
2- Principes, matériels et méthodologie.....	80
2.1- Principes retenus pour évaluer l'état de conservation des pelouses d'altitude.....	80
2.1.1- Quel habitat de référence choisir ?.....	80
2.1.2- Notre approche par « l'état de conservation des espèces typiques ».....	82
2.1.3- Hypothèses pour la définition des seuils.....	84
2.2- Site d'étude et plan d'échantillonnage.....	86
2.3- Protocole de relevés.....	87
2.4- Méthodologie d'analyse des données.....	90
3- Analyse des données et résultats.....	97
3.1- Première analyse : vérification de l'affectation des relevés aux types de végétation visés....	97
3.1.1- Vérification de l'appartenance des relevés aux types de végétation visés.....	97
3.1.2- Mise à l'épreuve de la typologie de travail.....	97
3.1.3- Démarche générale de l'analyse par habitat.....	99

3.2- Résultats et proposition d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation pour les nardaies.....	102
3.2.1- Mise à l'épreuve de la typologie des dégradations pour les nardaies.....	102
3.2.2- Analyse des nardaies par dégradation : déprise pastorale et gradient d'embroussaillement	104
3.2.3- Analyse des nardaies par dégradation : gradient d'eutrophisation.....	112
3.2.4- Analyse des nardaies par dégradation : envahissement par des espèces.....	124
3.2.5- Analyse des nardaies par dégradation : déstructuration du tapis végétal.....	129
3.2.6- Analyse des nardaies par dégradation : vérification globale et analyse des relevés cumulant plusieurs dégradations.....	132
3.2.7- Lien entre les espèces monopolistes ou le sol nu et les gradients d'eutrophisation ou de colonisation par la lande.....	138
3.2.8- Lien entre état de conservation et biodiversité.....	141
3.2.9- Proposition pour discriminer les nardaies d'intérêt communautaire prioritaire.....	145
3.2.10- Valences ou valeurs écologiques et état de conservation.....	146
3.2.11- Comparaison des évaluations issues des clés avec les dires d'expert.....	148
3.2.12- Test des clés proposées sur d'autres jeux de données, domaine de validité des clés...	150
3.2.13- Conclusion pour les nardaies : liste des « espèces typiques », proposition d'une grille « experts », domaine de validité, limites.....	157
3.2.14- Test des clés, proposition de clés simplifiées de terrain.....	165
3.2.15- Discussion vis à vis de la méthode utilisée, conclusion pour les nardaies.....	175
3.3- Résultats et proposition d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation pour les pelouses calcaires alpines et subalpines.....	177
3.3.1- Mise à l'épreuve de la typologie des dégradations pour les pelouses calcaires alpines et subalpines.....	177
3.3.2- Analyse des pelouses calcaires alpines et subalpines par dégradation : déprise pastorale et embroussaillement.....	181
3.3.3- Analyse des pelouses calcaires alpines et subalpines par dégradation : eutrophisation.	186
3.3.4- Analyse des pelouses calcaires alpines et subalpines par dégradation : sur-piétinement avec déstructuration du tapis végétal.....	190
3.3.5- Analyse des pelouses calcaires alpines et subalpines pour les autres dégradation : surpâturage et expansion des espèces non consommées.....	197
3.3.6- Lien entre état de conservation et biodiversité.....	197
3.3.7- Conclusion pour les pelouses calcaires alpines et subalpines : proposition de grilles, domaine de validité, limites.....	199
3.4- Résultats et proposition d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation pour les queyrellins.....	204
3.4.1- Mise à l'épreuve de la typologie des dégradations pour les queyrellins.....	204
3.4.2- Analyse des queyrellins par dégradation : déprise pastorale et embroussaillement.....	206
3.4.3- Analyse des queyrellins par dégradation : eutrophisation.....	210
3.4.4- Analyse des queyrellins pour les autres dégradations : déstructuration du tapis végétal	214
3.4.5- Analyse des queyrellins pour les autres dégradations : surpâturage et expansion des espèces non consommées.....	218
3.4.6- Lien entre état de conservation et biodiversité.....	218
3.4.7- Conclusion pour les queyrellins : proposition de grilles, domaine de validité, limites..	219
3.5- Résultats et proposition d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation pour les combes à neige.....	225

3.5.1- Mise à l'épreuve de la typologie des dégradations pour les combes à neige.....	225
3.5.2- Analyse des combes à neige par dégradation : eutrophisation.....	227
3.5.3- Analyse des nardaies longuement enneigées par dégradation : eutrophisation.....	228
3.5.4- Analyse des nardaies longuement enneigées par dégradation : envahissement par les espèces monopolistes.....	230
3.5.5- Analyse des nardaies longuement enneigées par dégradation : destructuration du tapis végétal.....	231
3.5.6- Lien entre état de conservation et biodiversité.....	231
3.5.7- Conclusion pour les nardaies longuement enneigées : proposition de grilles, domaine de validité, limites.....	232
4- Discussion.....	236
4.1- État de conservation, cartographie des habitats et échelle de perception.....	236
4.2- Aire de validité des différentes grilles d'évaluation.....	237
4.3- État de conservation et objectifs de gestion.....	238
4.4- Complémentarité des approches phytosociologiques, agro-écologiques et évaluation de l'état de conservation.....	239
Conclusion.....	241
Glossaire	244
Bibliographie.....	245
Annexes (non mises à jour).....	265
Résumé.....	298

Table des Figures

Figure 1: échelle retenue par le MNHN pour évaluer l'état de conservation.....	23
Figure 2: Rapport entre recouvrement d'arbustes nains et biodiversité végétale à l'alpage de Sura (Guarda, GR).....	28
Figure 3: Effets du couvert boisé et de la température annuelle moyenne sur le nombre d'espèces sur 1 m ² (A) et 100 m ² (B).....	29
Figure 4: Moyennes (\pm erreurs types) des cinq surfaces herbagères par cercle: nombre total d'espèces végétales en fonction de la couverture par les arbustes nains dans les cercles.....	29
Figure 5 : Relations entre la valeur de l'indice de Landolt pour la teneur en éléments nutritifs du sol (N Landolt) et la richesse en espèces, l'indice de diversité de Shannon (H') et la valeur pastorale (PV) des pâturages montagnards / subalpins et alpins.....	39
Figure 6 : Lien entre l'état de conservation et l'évolution des groupements végétaux le long d'un gradient d'eutrophisation allant d'une pelouse oligotrophe vers un reposoir.....	41
Figure 7 : Couverture végétale relative après piétinement par rapport au nombre de passages pour le type de végétation à <i>Vaccinium scoparium</i> au Colorado.....	46
Figure 8 : Corrélation entre le recouvrement du vératre et la richesse spécifique.....	59
Figure 9 : Évolutions possibles de l'état de conservation des pelouses d'altitude selon les pressions qu'elles subissent.....	76
Figure 10 : Modèle présentant les différentes trajectoires possibles suite à la dégradation d'un écosystème et lien avec l'état de conservation.....	79
Figure 11 : schéma présentant le principe d'évaluation de l'état de conservation à partir des listes d'espèces typiques.....	84
Figure 12 : schéma présentant le principe de fixation des seuils entre les différents états de conservation pour une dégradation à effet graduel.....	85

Figure 13 : schéma présentant le principe de fixation des seuils entre les différents états de conservation pour une dégradation à effet intense et immédiat.....	85
Figure 14 : schéma présentant le principe de fixation des seuils entre les différents états de conservation pour une dégradation à effet rapide mais seulement après une perturbation importante.....	86
Figure 15 : Schéma de notation des espèces par la méthode des points-contacts.....	88
Figure 16 : schéma présentant la structure du tableau de relevés.....	90
Figure 17 : schéma présentant la démarche globale d'analyse des données permettant d'aboutir aux clés d'évaluation de l'état de conservation.....	91
Figure 18 : Schéma présentant la méthode de génération des différents tableaux utilisés aux premières étapes de l'analyse.....	92
Figure 19: exemple de projection pour les relevés en nardaies « embroussaillées » sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances.....	93
Figure 20: exemple de diagramme de la succession nardaie → Lande.....	94
Figure 21: exemple de graphique positionnant chaque relevé représenté par son code selon le recouvrement relatif des espèces typiques (ici des nardaies) en fonction du recouvrement relatif des espèces de lande.....	95
Figure 22: exemple de graphiques représentant pour chaque relevé représenté par un point (à gauche) le recouvrement des espèces typiques (ici des nardaies) en fonction de l'indicateur testé (ici le recouvrement total des ligneux).....	95
Figure 23 : séparation des relevés suivant leur attribution d'habitat sur les deux premières composantes d'une analyse factorielle des correspondances.....	98
Figure 24 : séparation des relevés suivant leur attribution d'habitat sur les deux premières composantes d'une analyse factorielle des correspondances en incluant les relevés 2020.....	99
Figure 25: Schéma d'interprétation de la position des taxons sur un axe de l'AFC témoignant d'un gradient de dégradation.....	101
Figure 26 : Évolutions possibles de l'état de conservation des nardaies selon les pressions qu'elles subissent.....	103
Figure 27: séparation des relevés en nardaies suivant la typologie des dégradations sur les deux premiers axes d'une analyse factorielle des correspondances.....	104
Figure 28: projection des relevés en nardaies « embroussaillées » sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances ; à droite, relevés classés selon les classes de recouvrement de ligneux.....	105
Figure 29: diagramme de la succession nardaie → Lande.....	106
Figure 30: diagramme de la succession nardaie → Lande.....	108
Figure 31 : classification des états de conservation le long du gradient de déprise pastorale pour les nardaies selon $R_{typ} = f(R_{deg})$	109
Figure 32 : classification des états de conservation le long du gradient de déprise pastorale pour les nardaies en utilisant la clé.....	111
Figure 33: projection des relevés en nardaies « eutrophisées » sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances.....	112
Figure 34: diagramme de la succession Nardaie → Pelouse eutrophe.....	115
Figure 35 : confirmation de la classification des états de conservation le long du gradient nardaies → landes selon $R_{typ} = f(R_{deg})$	116
Figure 36: diagramme de la succession Nardaie → Pelouse eutrophe.....	119
Figure 37 : confirmation de la classification des états de conservation le long du gradient d'eutrophisation dans les nardaies selon $R_{typ} = f(R_{deg})$	120
Figure 38 : confirmation de la classification des états de conservation le long du gradient d'eutrophisation des nardaies selon $R_{typ} = f(R_{deg})$	121
Figure 39 : confirmation de la classification des états de conservation le long du gradient d'eutrophisation des nardaies selon $R_{typ} = f(R_{deg})$	123

Figure 40: projection des relevés en nardaies « colonisées » sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances.....	125
Figure 41 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie (droite) et de ce recouvrement pondéré par le recouvrement de tous les taxons (gauche) le long du gradient de recouvrement des espèces monopolistes et en rosettes.....	127
Figure 42 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie (droite) et de ce recouvrement pondéré par le recouvrement de tous les taxons (gauche) le long du gradient de recouvrement de la fétuque rouge.....	127
Figure 43 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie (droite) et de ce recouvrement pondéré par le recouvrement de tous les taxons (gauche) le long du gradient de recouvrement des espèces monopolistes et en rosettes, sans les relevés présentant des signes d'eutrophisation ou de colonisation par les landes.....	128
Figure 44 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie (droite) et de ce recouvrement pondéré par le recouvrement de tous les taxons (gauche) le long du gradient de recouvrement des espèces monopolistes et en rosettes, sans les relevés présentant des signes d'eutrophisation ou de colonisation par les landes.....	129
Figure 45 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie (droite) et de ce recouvrement pondéré par le recouvrement de tous les taxons (gauche) le long du gradient de recouvrement de la litière, sans les relevés présentant des signes d'eutrophisation ou de colonisation par les landes.....	129
Figure 46: projection des relevés en nardaies « déstructurées » sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances.....	130
Figure 47 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie (droite) et de ce recouvrement pondéré par le recouvrement de tous les taxons (gauche) le long du gradient de dégradation du tapis végétal.....	130
Figure 26 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie (droite) et de ce recouvrement pondéré par le recouvrement de tous les taxons (gauche) le long du gradient de recouvrement de la fétuque rouge.....	131
Figure 48 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie (droite) et de ce recouvrement pondéré par le recouvrement de tous les taxons (gauche) le long du gradient de déstructuration du tapis végétal.....	131
Figure 49 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie (droite) et de ce recouvrement pondéré par le recouvrement de tous les taxons (gauche) le long du gradient de déstructuration du tapis végétal, sans les 6 relevés eutrophisés.....	131
Figure 50 : position des relevés de nardaie le long du gradient de colonisation par la lande en fonction du recouvrement relatif des espèces typiques des nardaies, selon les états de conservation obtenus en appliquant les deux clés proposés.....	133
Figure 51 : position des relevés de nardaie le long du gradient de colonisation par la lande en fonction du recouvrement relatif des espèces sensibles à la colonisation de la lande, selon les états de conservation obtenus en appliquant les deux clés proposés.....	135
Figure 52 : position des relevés de nardaie le long du gradient d'eutrophisation en fonction du recouvrement relatif des espèces typiques des nardaies, selon les états de conservation obtenus en appliquant les deux clés proposés.....	136
Figure 53 : position des relevés de nardaie le long du gradient d'eutrophisation en fonction du recouvrement relatif des espèces typiques des nardaies, selon les états de conservation obtenus en appliquant les deux clés proposés.....	137
Figure 54 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie en fonction du recouvrement des espèces monopolistes (à gauche) ou des grandes gentianes (à droite)...	138
Figure 55 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie en fonction du recouvrement de l'arnica (à gauche) ou de la pulsatile des Alpes (à droite).....	139
Figure 56 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie en fonction du recouvrement des espèces épineuses (à gauche) ou des espèces en rosettes (à droite)....	139
Figure 57 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie en fonction du recouvrement du nard (à gauche) et en fonction du recouvrement de la litière (à droite).....	140

Figure 58 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie (à gauche) ou du recouvrement des espèces en rosettes (à droite) en fonction du recouvrement du sol nu.....	141
Figure 59 : richesse spécifique sur la ligne (graphiques du haut) et totale sur le relevé (graphique du bas) selon l'état de conservation.....	142
Figure 60 : richesse spécifique sur la ligne (graphiques du haut) et totale sur le relevé (graphique du bas) selon l'état de conservation.....	143
Figure 61 : richesse spécifique sur la ligne (graphiques du bas) et totale sur le relevé (graphique du haut) selon les états de conservation obtenus en appliquant les deux clés proposés.....	144
Figure 62 : Indice de Shannon-Weaver (à gauche) et indice d'équitabilité (à droite) selon les états de conservation sur le gradient d'eutrophisation (en haut) et sur le gradient de colonisation par la lande (en bas).....	145
Figure 63 : proposition de seuil de richesse spécifique pour discriminer les nardaies d'intérêt communautaire prioritaires (trait en pointillé).....	146
Figure 64 : valence écologique moyenne du niveau trophique, du pH, de l'indice lumière et de la matière organique selon l'état de conservation sur le gradient d'eutrophisation.....	147
Figure 65 : valence écologique moyenne du niveau trophique, du pH, de l'indice lumière et de la matière organique selon l'état de conservation sur le gradient de colonisation par la lande. .	148
Figure 66 : graphique du recouvrement de la strate ligneuse en fonction du recouvrement cumulé des espèces ligneuses.....	151
Figure 67 : position des relevés de nardaie le long du gradient de colonisation par la lande en fonction du recouvrement relatif des espèces typiques des nardaies (graphiques du haut) ou des espèces sensibles à la colonisation de la lande (en bas à droite), selon les états de conservation obtenus en appliquant la clé.....	152
Figure 68 : position des relevés de nardaie le long du gradient d'eutrophisation en fonction du recouvrement relatif des espèces sensibles à l'eutrophisation (liste modifiée), selon les états de conservation obtenus en appliquant la clé.....	155
Figure 69 : Ecart entre estimation en point-contact et à l'œil pour l'indicateur « contacts ligneux » ; écart en valeur absolu (à gauche) et en pourcentage (à droite) ; les points en rouge correspondent aux placettes changeant d'état de conservation.....	166
Figure 70 : Ecart entre estimation en point-contact et à l'œil pour l'indicateur « rhodo + genévrier » ; écart en valeur absolu (à gauche) et en pourcentage (à droite) ; les points en rouge correspondent aux placettes changeant d'état de conservation.....	166
Figure 71 : Ecart entre estimation en point-contact et à l'œil pour l'indicateur « recouvrement cumulé des espèces sensibles à l'enfrichement » ; écart en valeur absolu (à gauche) et en pourcentage (à droite) ; les points en rouge correspondent aux placettes changeant d'état de conservation.....	167
Figure 72 : Comparaison des mesures des indicateurs « recouvrement ligneux » (à gauche) et « recouvrement cumulé des espèces sensibles à la colonisation par la lande » (à droite) selon l'échelle de perception.....	167
Figure 73 : Comparaison des mesures de l'indicateur simplifié « espèces sensibles à la colonisation par la lande ».....	168
Figure 74 : Différence de valeur pour l'indicateur « recouvrement de <i>Festuca rubra</i> aggr. » selon l'échelle de perception.....	169
Figure 75 : Ecart entre l'estimation en point-contact et à l'œil pour les indicateurs « recouvrement de <i>Festuca rubra</i> aggr. » (à gauche) et « recouvrement cumulé des espèces nitrophiles » (à droite) ; les points en rouge correspondent aux placettes changeant d'état de conservation.	169
Figure 76 : Ecart entre l'estimation par point-contact et à l'œil pour l'indicateur « recouvrement cumulé des espèces eutrophes » ; les points en rouge correspondent aux placettes changeant d'état de conservation.....	170
Figure 77 : Ecart entre l'estimation par point-contact et à l'œil pour l'indicateur « recouvrement du nard » ; les points en rouge correspondent aux placettes changeant d'état de conservation.	170

Figure 78 : Ecart entre l'estimation par point-contact et à l'œil pour l'indicateur « recouvrement cumulé des espèces nitrophiles + de l'alchémille » ; les points en rouge correspondent aux placettes changeant d'état de conservation.....	171
Figure 79 : Différence de valeur pour l'indicateur « recouvrement des espèces indicatrices des états altérés/dégradés » selon l'échelle de perception.....	172
Figure 80 : Ecart entre estimation en point-contact et à l'œil pour l'indicateur « recouvrement cumulé des espèces typiques des états altérés/dégradés » ; les points en rouge correspondent aux placettes changeant d'état de conservation.....	172
Figure 81 : Ecart entre estimation en point-contact et à l'œil pour l'indicateur « recouvrement de la fléole ».....	173
Figure 82 : Évolutions possibles de l'état de conservation des pelouses calcaires alpines et subalpines selon les pressions qu'elles subissent.....	177
Figure 83 : 1ère AFC sur l'ensemble des relevés de pelouses à séslerie (à gauche) et 2ème AFC sans les relevés de type A3 (à droite).....	178
Figure 84 : 3ème AFC en réaffectant des relevés à un groupe « eutrophisé » (à gauche) et 6ème AFC après ajout des relevés du Cemagref (à droite).....	179
Figure 85 : AFC après ajout des relevés 2020.....	180
Figure 86: projection des relevés de pelouses calcaires alpines et subalpines « embroussaillées » sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances.....	181
Figure 87: diagramme de la succession pelouses calcaires alpines et subalpines → Lande.....	183
Figure 88 : classification des états de conservation le long du gradient de déprise pastorale pour les pelouses calcaires alpines et subalpines selon $R_{typ} = f(R_{deg})$	184
Figure 89: projection des relevés de pelouses calcaires alpines et subalpines « eutrophisées » sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances ; à gauche, relevés classés selon les classes de recouvrement des espèces eutrophes et à droite selon les classes de recouvrement des espèces en rosettes ou épineuses.....	186
Figure 90 : classification des états de conservation le long du gradient d'eutrophisation pour les pelouses calcaires alpines et subalpines selon $R_{typ} = f(R_{deg})$	188
Figure 91: projection des relevés de pelouses calcaires alpines et subalpines « sur-piétinées » sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances.....	190
Figure 92: diagramme de la succession pelouses calcaires alpines et subalpines sur-piétinées..	192
Figure 93 : classification des états de conservation le long du gradient de sur-piétinement pour les pelouses calcaires alpines et subalpines selon $R_{typ} = f(R_{deg})$	193
Figure 94 : classification des états de conservation le long du gradient de sur-piétinement pour les pelouses calcaires alpines et subalpines et les relevés de type SA3 selon $R_{typ} = f(R_{deg})$	194
Figure 95 : richesse spécifique totale sur le relevé (graphique du haut) et sur la ligne (graphique du bas) selon l'état de conservation sur le gradient de colonisation ligneuse ; deux modes de visualisation : à gauche, chaque relevé est représenté par un point sur le gradient de recouvrement du sol nu ; à droite une représentation en « boîte à moustaches ».....	198
Figure 96 : richesse spécifique totale sur le relevé (graphique du haut) et sur la ligne (graphiques du bas) selon l'état de conservation sur le gradient de sur-piétinement ; deux modes de visualisation : à gauche, chaque relevé est représenté par un point sur le gradient de recouvrement du sol nu ; à droite une représentation en « boîte à moustaches ».....	199
Figure 97 : grille d'évaluation de l'état de conservation des pelouses calcaires alpines et subalpines (UE 6170).....	200
Figure 98 : 2ème partie de la grille d'évaluation de l'état de conservation des pelouses calcaires alpines et subalpines (UE 6170).....	201
Figure 99 : grille d'évaluation de l'état de conservation des pelouses calcaires alpines et subalpines (UE 6170) à l'échelle d'un site.....	202
Figure 100 : Évolutions possibles de l'état de conservation des pelouses à fétuque paniculée selon les pressions qu'elles subissent.....	204

Figure 101: projection des relevés de queyrellins sur les axes 1 et 2 d'une analyse factorielle des correspondances, classés selon les dégradations jugées majoritaires sur le terrain.....	205
Figure 102: projection des relevés de queyrellins sur les axes 1 et 2 d'une analyse factorielle des correspondances, classés selon les dégradations jugées majoritaires sur le terrain.....	206
Figure 103: projection des relevés de queyrellin sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances ; à droite, relevés classés selon les classes de recouvrement de ligneux..	206
Figure 104: diagramme de la succession queyrellins → Lande.....	208
Figure 105 : classification des états de conservation le long du gradient de déprise pastorale pour les queyrellins selon $R_{typ} = f(R_{deg})$	208
Figure 106: projection des relevés de queyrellin sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances ; à droite, relevés classés selon les classes de recouvrement des espèces eutrophes.....	210
Figure 107: diagramme de la succession queyrellins → milieu eutrophe.....	213
Figure 108 : classification des états de conservation le long du gradient d'eutrophisation pour les queyrellins selon $R_{typ} = f(R_{deg})$	213
Figure 109: projection des relevés de queyrellin sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances ; à droite, relevés classés selon les classes de recouvrement des espèces eutrophes.....	215
Figure 110: diagramme de la succession queyrellins sur le gradient de sur-piétinement.....	217
Figure 111 : classification des états de conservation le long du gradient de sur-piétinement pour les queyrellins selon $R_{typ} = f(R_{deg})$. Vert : état favorable ; orange: état altéré ; rouge : état dégradé.....	217
Figure 112 : richesse spécifique totale (graphique haut) et sur la ligne sur le relevé (graphique bas) selon l'état de conservation sur le gradient de colonisation par la lande.....	219
Figure 113 : richesse spécifique totale (graphique haut) et sur la ligne sur le relevé (graphique bas) selon l'état de conservation sur le gradient d'eutrophisation.....	219
Figure 114 : richesse spécifique totale sur le relevé et sur la ligne selon l'état de conservation sur le gradient de sur-piétinement.....	219
Figure 115 : grille d'évaluation de l'état de conservation des pelouses thermo-alpigènes à <i>Festuca (Patzkia) paniculata</i> (Eunis E4.331).....	221
Figure 116 : grille d'évaluation de l'état de conservation des pelouses thermo-alpigènes à <i>Festuca (Patzkia) paniculata</i> (Eunis E4.331).....	222
Figure 117 : grille d'évaluation de l'état de conservation des pelouses thermo-alpigènes à <i>Festuca (Patzkia) paniculata</i> (Eunis E4.331) à l'échelle d'un site.....	223
Figure 118 : Évolutions possibles de l'état de conservation des pelouses de combes à neige selon les pressions qu'elles subissent.....	225
Figure 119: projection des relevés de combe à neige sur les axes 1 et 2 d'une analyse factorielle des correspondances, classés selon les dégradations jugées majoritaires sur le terrain.....	226
Figure 120: projection des relevés de nardaies longuement enneigées sur les axes 1 et 2 d'une analyse factorielle des correspondances, classés selon les dégradations jugées majoritaires.....	226
Figure 121: projection des relevés de combe à neige sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances ; à gauche tous les relevés, à droite, les seuls relevés du type A10 ; relevés classés selon les classes de recouvrement des espèces eutrophes.....	227
Figure 122: diagramme de la succession nardaies longuement enneigées → milieu eutrophe...	229
Figure 123 : classification des états de conservation le long du gradient d'eutrophisation pour les nardaies longuement enneigées selon $R_{typ} = f(R_{deg})$	229
Figure 124 : Liste restreinte des espèces indicatrices utilisable pour évaluer l'état de conservation des nardaies longuement enneigées.....	229
Figure 125 : richesse spécifique totale sur le relevé (graphique haut) et sur la ligne (graphique bas) selon l'état de conservation.....	231

Figure 126 : grille d'évaluation de l'état de conservation des nardaies longuement enneigées (UE 6130).....	234
Figure 127 : grille d'évaluation de l'état de conservation des nardaies longuement enneigées (UE 6130) à l'échelle d'un site.....	235
Figure 128 : schéma présentant la démarche d'élaboration d'un plan de gestion de Réserve Naturelle.....	238
Figure 129 : le gradient d'eutrophisation vu par les approches phytosociologiques, agro-écologiques et de l'état de conservation.....	240

Table des tableaux

Tableau 1 : Équivalence des intitulés d'habitat retenus selon différentes classifications.....	18
Tableau 2 : Équivalence des intitulés d'habitat non retenus selon différentes classifications.....	18
Tableau 3 : Espèces déterminantes et abondantes des nardaies (Villaret et al., 2019).....	19
Tableau 4 : Espèces déterminantes et abondantes des queyrellins (Villaret et al., 2019).....	20
Tableau 5 : Espèces déterminantes et abondantes des pelouses à séslerie (Villaret et al., 2019).	21
Tableau 6 : Espèces déterminantes et abondantes des combes à neige acides (Villaret et al., 2019).....	21
Tableau 7 : Espèces indicatrices de l'effet de la colonisation par la lande (liste issue de la compilation de diverses études).....	27
Tableau 8 : Seuils de l'indicateur « recouvrement des ligneux » pour distinguer les pelouses des landes avec une approche pastorale (<i>in</i> Bornard et al., 2006).....	31
Tableaux 9 : Seuils de l'indicateur « recouvrement des ligneux » selon l'état de conservation.....	32
Tableau 10 : Synthèse comparative des principaux résultats expérimentaux (<i>in</i> Delpech, 1989).....	37
Tableau 11 : Espèces indicatrices de l'effet de l'eutrophisation (liste issue de la compilation de diverses études).....	42
Tableaux 12 : Seuils de l'indicateur « recouvrement des espèces nitrophiles ou eutrophes » selon l'état de conservation.....	43
Tableau 13 : Grille de points selon le type de dégradation du tapis végétal (<i>in</i> Maciejewski et al., 2015).....	51
Tableau 14 : Grille de points selon le type de dégradation du tapis végétal (<i>in</i> Maciejewski et al., 2015).....	51
Tableau 15 : Seuils des indicateurs liés au piétinement selon l'état de conservation en Aragon.....	51
Tableau 16 : Seuils des indicateurs « recouvrement de sol nu » liés au piétinement selon l'état de conservation.....	52
Tableau 17 : Types de pelouses alpines et subalpines classées selon leur résistance au piétinement.....	52
Tableau 18 : Richesse spécifique selon les contributions spécifiques du brachypode (<i>in</i> Dorée et al, 2011).....	60
Tableau 19 : Richesse spécifique selon le mode de gestion de pelouses à féтуque paniculée (<i>in</i> Dorée et al, 2011).....	60
Tableaux 20 : Seuils de l'indicateur « recouvrement des espèces exotiques envahissantes » selon l'état de conservation.....	62
Tableau 21 : Utilisation des indicateurs liés aux insectes coprophages pour la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats agropastoraux (<i>in</i> Maciejewski, 2015).....	71
Tableau 22 : Liste des gros coléoptères coprophages utilisée pour la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats agropastoraux (<i>in</i> Maciejewski et al., 2015).....	71
Tableau 23 : Exemples d'interventions de restauration pour les différentes pressions impactant l'état de conservation des pelouses d'altitude.....	78
Tableau 24 : Nombre de relevés utilisés en 2018 par milieu et gradient.....	87

Tableau 25: liste des espèces par taxon retenu.....	89
Tableau 26 : clé de tri des indicateurs suivant les recouvrements mesurés pour l'établissement de la typologie des dégradations.....	100
Tableau 27: liste des taxons caractéristiques de la lande et taxons de nardaie sensible à la colonisation par les ligneux classés selon leurs coordonnées sur le premier axe de l'AFC.....	105
Tableau 28: liste des taxons caractéristiques de la lande et taxons de nardaie sensible à la colonisation par les ligneux, classés selon leurs coordonnées sur le premier axe de l'AFC.....	107
Tableau 29 : synthèse des indicateurs potentiels pour la déprise pastorale dans les nardaies....	109
Tableau 30 : matrice des attributions d'état de conservation suivant la classification issue du diagramme de succession et celle en utilisant la clé de tri.....	110
Tableau 31 : liste des taxons caractéristiques de nardaies eutrophisées et taxons de nardaie sensible à l'eutrophisation, classés selon leurs coordonnées sur le premier axe de l'AFC.....	114
Tableau 32 : synthèse des indicateurs potentiels pour l'eutrophisation dans les Nardaies.....	116
Tableau 33 : liste des taxons caractéristiques de nardaies eutrophisées (rouge) et taxons de nardaie sensible à l'eutrophisation (vert).....	118
Tableau 34 : matrice des attributions d'état de conservation suivant la typologie du diagramme de succession et la typologie de la clé de tri.....	121
Tableau 35 : matrice des attributions d'état de conservation suivant la typologie du diagramme de succession et la typologie de la clé de tri.....	122
Tableau 36 : liste des taxons a priori caractéristiques des nardaies colonisées par les espèces monopolistes (rouge) et taxons de nardaie sensible à ces dégradations (vert).....	126
Tableau 37 : Liste des taxons typiques de la nardaie retenus pour l'étude des gradients de destructuration du tapis végétal et de colonisation par des espèces monopolistes ou favorisées par le surpâturage.....	126
Tableau 38 : Répartition des relevés de nardaie en fonction des états de conservation sur les gradients d'eutrophisation et de colonisation par la lande (nombre de relevés concernés).....	132
Tableau 39 : comparaison des évaluations à dire d'expert (en colonne) et en appliquant les critères de la clé (en ligne) pour le gradient de colonisation ligneuse.....	149
Tableau 40 : comparaison des évaluations à dire d'expert (en colonne) et en appliquant les critères de la clé pour le gradient d'eutrophisation.....	149
Tableau 41 : application de la clé du gradient de colonisation de la lande sur les relevés du Cemagref.....	153
Tableau 42 : application de la clé du gradient d'eutrophisation sur les relevés du Cemagref, avec la nouvelle liste d'espèces nitrophiles.....	156
Tableau 43 : altitude des relevés de nardaie par état de conservation.....	156
Tableau 44 : répartition des espèces dans le guide des habitats naturels et semi-naturels des Alpes (Villaret et al., 2019) selon leur caractère indicateur de l'état de conservation.....	158
Tableau 45 : notes obtenues en fonction de la répartition des unités selon les états de conservation 'favorable', 'altéré' et 'dégradé'.....	160
Tableau 46 : grille de notation ou de caractérisation de l'état de conservation pour l'indicateur « surface de l'habitat ».....	161
Tableau 47 : grille retenue pour évaluer l'état de conservation des nardaies alpines et subalpines à l'échelle locale.....	162
Tableau 48 : grille retenue pour évaluer l'état de conservation des nardaies alpines et subalpines à l'échelle d'un site.....	163
Tableau 49 : Listes des espèces indicatrices pour diagnostiquer l'état de conservation des nardaies alpines et subalpines.....	164
Tableau 50 : Comparaison des évaluations issues de la méthode d'analyse des données, par l'utilisation de la clé pt-contact et par la clé à l'œil.....	165
Tableau 51 : Comparaison des évaluations issues de la méthode d'analyse des données, par l'utilisation de la clé point-contact et par la clé à l'œil.....	168

Tableau 52 : Comparaison des évaluations issues de la méthode d'analyse des données, par l'utilisation de la clé point-contact et par la clé à l'œil.....	171
Tableau 53 : Liste simplifiée des espèces indicatrices pour évaluer l'état de conservation des nardaies.....	173
Tableau 54 : Grille d'évaluation de l'état de conservation des nardaies à partir de la liste simplifiée d'espèces typiques et indicatrices.....	174
Tableau 55: liste des taxons caractéristiques de la lande (marron: espèces ligneuses retenues dans les analyses suivantes, beige: espèces herbacées retenues dans les analyses suivantes) et taxons de pelouses calcaires alpines et subalpines sensibles à la colonisation par les ligneux (vert : espèces retenues dans les analyses suivantes ; blanc : non retenues), classés selon leurs coordonnées sur le premier axe de l'AFC.....	182
Tableau 56 : matrice des attributions d'état de conservation suivant la classification issue du diagramme de succession et celle en utilisant la clé de tri ; à gauche pour l'option n°1, à droite pour l'option n°2.....	185
Tableau 57: liste des taxons caractéristiques de l'eutrophisation (marron) et taxons de pelouses calcaires alpines et subalpines potentiellement « typiques du bon état de conservation » (vert) ; espèce indifférentes en bleu.....	187
Tableau 58: liste des taxons indicateurs d'eutrophisation et taxons de pelouses calcaires alpines et subalpines potentiellement « typiques » des pelouses non eutrophisées.....	189
Tableau 59: liste des taxons caractéristiques des pelouses sur-piétinées (orange/marron : espèces retenues dans les analyses suivantes), taxons de pelouses calcaires alpines et subalpines sensibles au sur-piétinement (vert : espèces retenues dans les analyses suivantes ; blanc : non retenues), et taxons fréquents et indifférents au sur-piétinement (en bleu), classés selon leurs coordonnées sur le premier axe de l'AFC.....	191
Tableau 60: critères floristiques distinctifs entre les pelouses alpines et subalpines calcaires sur-piétinées et les pelouses du type SA3.....	195
Tableau 61: liste des taxons indicateurs de sur-piétinement et taxons de pelouses calcaires alpines et subalpines potentiellement « typiques » des pelouses non sur-piétinées.....	195
Tableau 62 : matrice des attributions d'état de conservation suivant la classification issue du diagramme de succession et celle en utilisant la clé de tri.....	196
Tableau 63 : Listes des espèces indicatrices pour diagnostiquer l'état de conservation des pelouses calcaires alpines et subalpines.....	203
Tableau 64: liste des taxons caractéristiques de la lande (marron : espèces retenues dans les analyses suivantes dont en foncé les espèces ligneuses), taxons des queyrellins sensibles à la colonisation par les ligneux (vert : espèces retenues dans les analyses suivantes, dont en vert foncé les espèces retenues pour l'indicateur « espèces sensibles »), taxons indifférents à la colonisation ligneuse en bleu, classés selon leurs coordonnées sur le premier axe de l'AFC.....	207
Tableau 65 : matrice des attributions d'état de conservation suivant la classification issue du diagramme de succession et celle en utilisant la clé de tri.....	208
Tableau 66: liste des taxons caractéristiques des habitats eutrophisés (marron : espèces nitrophiles retenues dans les analyses suivantes, dont en foncé les espèces retenues pour l'indicateur), taxons typiques des queyrellins variante mésophile en rose ; taxons des queyrellins sensibles à l'eutrophisation (vert : espèces retenues dans les analyses suivantes, dont en vert foncé les espèces retenues pour l'indicateur « espèces sensibles »), taxons indifférents à l'eutrophisation en bleu, classés selon leurs coordonnées sur le premier axe de l'AFC.....	212
Tableau 67: liste des taxons indicateurs d'eutrophisation et taxons de pelouses à fétuque paniculée potentiellement « typiques » des pelouses non eutrophisées.....	214
Tableau 68 : matrice des attributions d'état de conservation suivant la classification issue du diagramme de succession et celle en utilisant la clé de tri.....	214
Tableau 69: liste des taxons caractéristiques des habitats sur-piétinés (marron), taxons des queyrellins sensibles au sur-piétinement (vert), taxons indifférents à l'eutrophisation en bleu, classés selon leurs coordonnées sur le premier axe de l'AFC.....	216
Tableau 70: liste des taxons indicateurs de sur-piétinement et taxons de pelouses à fétuque paniculée potentiellement « typiques » des pelouses non surpiétinées.....	217

Tableau 71 : Liste simplifiée des espèces typiques utilisable pour diagnostiquer l'état de conservation des pelouses thermo-alpigènes à <i>Festuca (Patzkia) paniculata</i> (Eunis E4.331).....	224
Tableau 72 : liste des taxons caractéristiques des habitats eutrophisés (marron : espèces eutrophes retenues dans les analyses suivantes ; marron foncé et brun : espèces retenues dans l'indicateur), taxons typiques des nardaies longuement enneigées sensibles à l'eutrophisation (vert : espèces retenues dans les analyses suivantes, dont vert foncé les espèces retenues comme indicateur complémentaire), taxons indifférents à l'eutrophisation en bleu ; classés selon leurs coordonnées sur le premier axe de l'AFC.....	228
Tableau 73 : surface minimale cartographiable selon l'échelle de terrain choisie.....	236
Tableau 74 : Bilan des méthodes d'évaluation de l'état de conservation produites.....	242

Liste des abréviations

AFC : Analyse Factorielle des Correspondances
 AFCVI : AFC sous contraintes
 CAH : Classification Ascendante Hiérarchique
 CEFE : Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive
 CERPAM : Centre d'Études et de Réalisations Pastorales Alpes-Méditerranée
 DHFF : Directive Habitat Faune Flore
 EEE : espèces exotiques envahissantes
 MAET : Mesure Agro-Environnementale Territorialisée
 MAEC : Mesure Agro-Environnementale et Climatique
 MNHN : Muséum National d'Histoire Naturelle
 N : azote
 NPK : azote-phosphate-potassium
 PNV : Parc national de la Vanoise
 UICN : Union internationale pour la conservation de la nature

Introduction

Les pelouses d'altitude du Parc national de la Vanoise sont des milieux accueillant une biodiversité remarquable. Soumis à différentes pressions anthropiques depuis des siècles, leur état de conservation est étroitement lié à la gestion pastorale et aux aménagements humains.

Afin de concilier pratiques pastorales et enjeux environnementaux, le Parc national de la Vanoise (PNV) coordonne depuis 2010 la mise en place de la Mesure Agri-environnementale « gestion pastorale » (MAET puis MAEC en 2014) sur les alpages situés dans la zone éligible. Ces mesures nécessitent l'élaboration d'un plan de gestion pour chaque alpage contractualisé. Cependant, les agents de terrain chargés d'élaborer puis de suivre la mise en œuvre de ces plans de gestion rencontrent des difficultés pour relever les signes de dégradation du milieu, évaluer l'état de conservation de manière objective et partagée avec l'alpagiste et pour faire le lien avec les pratiques pastorales.

Pour répondre à ces interrogations, le Parc a souhaité en 2016 se lancer dans l'élaboration d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation des pelouses d'altitude. Pour cela, nous nous sommes entourés des partenaires impliqués dans le réseau « alpages sentinelles », du Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) et de scientifiques (voir remerciements).

Par ailleurs, le MNHN est chargé de développer des méthodes nationales standardisées afin d'évaluer l'état de conservation des différents habitats d'intérêt communautaire à l'échelle du site Natura 2000. L'objectif est de permettre aux gestionnaires de sites de fournir un constat ponctuel sur l'état de conservation d'un habitat et ainsi répondre à l'obligation réglementaire de l'article R.414-11 du Code de l'environnement. Des méthodes nationales ont déjà été élaborées pour différents milieux : les habitats forestiers (Carnino, 2009 ; Maciejewski et al., 2016), les habitats marins (Lepareur, 2011), les dunes non boisées du littoral atlantique (Goffe, 2011) et les habitats humides et aquatiques (Viry, 2013), etc. Concernant les habitats agropastoraux de basse altitude, la méthode existe et a été actualisée à deux reprises pour les prairies de fauche et les pelouses calcicoles (Maciejewski et al., 2012, 2013 et 2015).

Une étude préalable a été menée en 2016 (Debay et Augé, 2016). S'appuyant sur les expériences passées qui utilisaient l'analyse croisée de relevés de végétation réalisées par la méthode des relevés phytosociologiques, de notation de divers indicateurs choisis au préalable et d'une évaluation à dire d'expert de l'état de conservation, la méthode n'a pas permis de proposer des grilles d'évaluation de l'état de conservation. Les résultats ont montré que la méthode devait s'affranchir au maximum de l'évaluation à dire d'expert. Néanmoins, les indicateurs présélectionnés semblaient donner globalement satisfaction et plusieurs pistes ont été suggérées. Le présent rapport présente les nouveaux résultats issus de la réflexion poursuivie et approfondie depuis 2018.

1- Contexte et objectifs de l'étude

Ces parties introductives sont reprises pour partie du rapport présentant les résultats de l'étude préliminaire (Debay et Augé, 2016).

1.1- Présentation des habitats concernés par l'étude

Nous nous sommes intéressés à 4 types de pelouses dominants dans les alpages de Vanoise parmi les 8 principaux types connus (voir Tableau 1) : les nardaies, les pelouses à fétuque paniculée (queyrellins), les pelouses calcaires alpines et subalpines et les combes à neige (seulement celles sur terrains acides). Ces types nous sont parus prioritaires en Vanoise pour les raisons suivantes :

- elles sont très largement dominantes dans les alpages, sauf les combes à neige acides, mais pour ces dernières, elles sont généralement imbriquées au sein des nardaies ;
- elles font l'objet de pressions variées pouvant influencer sur leur état de conservation en lien avec les usages largement développées : pastoralisme (ou fauche), aménagements touristiques...
- elles ont été façonnées par des siècles de pastoralisme et leur abandon conduit à un retour progressif vers des landes voire des boisements à l'étage subalpin, dynamique naturelle pouvant aussi influencer sur leur état de conservation,
- elles ont une large répartition dans les montagnes françaises voire dans les Alpes.

EUNIS	EUR28 – Natura 2000	Phytosociologie	CEMAGREF
Gazons alpiens à <i>Nardus stricta</i> et communautés apparentées (E4.31)	Assimilé pour partie aux formations herbeuses à <i>Nardus</i> , riches en espèces, sur substrat siliceux des zones montagnardes, pelouses acidiphiles orophiles des Alpes méridionales (6230-13) ¹	Depuis les dernières révisions phytosociologiques et interprétations de l'habitat (Gaudillat & Poncet, 2019), le <i>Nardion strictae</i> a été scindé en plusieurs alliances ; celles nous concernant relèvent du <i>Campanulo barbatae</i> – <i>Potentillion areae</i> . Il faudra voir dans quelle mesure nos propositions sont aussi applicables pour le <i>Nardo strictae-Agrostion tenuis</i> décrit pour les étages montagnards supérieur et subalpin des Alpes externes (donc hors Vanoise)	Pelouses à nard raide et laïche toujours verte (A8) Pelouses à nard raide et fétuque rouge (S1) Pelouses à vulpin de Gérard (A10)
Gazons thermo-alpigènes à <i>Festuca paniculata</i> (E4.331)	Non retenu	L'ancienne alliance du <i>Festucion spadiceae</i> n'a pas été retenue dans le prodrome des végétations françaises, mais elle a été réhabilitée dans les dernières révisions phytosociologiques et renommée <i>Hyperico richeri-Festucion paniculatae</i>	Pelouses à fétuque paniculée (S6) Pelouses à avoine de Parlatore (A3) pour partie
Pelouses alpines et subalpines calcicoles (E4.4)	Pelouses calcaires alpines et subalpines (6170)	<i>Seslerion caerulea</i>	Pelouses à seclérie bleue et laïche toujours verte (SA1) Pelouses à hélianthème nummulaire ou hélianthème

¹La manière de distinguer les nardaies d'intérêt communautaire (riches en espèces) des autres nardaies n'est toujours pas définie précisément par les instances européennes ou nationales ; la définition dans le manuel EUR28 dit juste « *Par sites riches en espèces, on doit entendre les sites qui sont remarquables par leur nombre d'espèces. En général, les habitats qui sont devenus dégradés de façon irréversible en conséquence du surpâturage, doivent être exclus* »

			à grandes fleurs (SA2) Pelouses à dryade à 8 pétales (SA3) pour partie
Pelouses boréo-alpines acidoclines des combes à neige (E4.11 et F.2.11)	Pelouses boréo- alpines siliceuses (6150)	<i>Salicion herbaceae</i>	Pelouses à alchémille à cinq folioles et saule herbacé (A9)

Tableau 1 : Équivalence des intitulés d'habitat retenus selon différentes classifications

Les autres types de pelouses ont été soit écartées dès le départ (Tableau 2) car jugées moins prioritaires (pelouses à fétuque acuminée, pelouses à laïche ferrugineuse ou à fétuque violette), soit ont été trop peu échantillonnées sur le terrain pour pouvoir être intégrées dans le rapport (pelouses acidophiles de crêtes ventées à laïche courbée ou fétuque de Haller, pelouses calcaires des crêtes ventées à élyne, combes à neige calcicoles).

EUNIS	EUR28 – Natura 2000	Phytosociologie	CEMAGREF
Pelouses en gradins averno-alpines à fétuque bigarrée	Non retenu	<i>Festucion variae</i>	Pelouses à avoine de Parlatore (A3) pour partie
Pelouses acidophiles alpigènes (E4.34)	Pelouses boréo-alpines siliceuses (6150)	<i>Caricion-curvulae</i>	Pelouses à laïche courbe (A5) Pelouses à fétuque de Haller (A4)
Pelouses des crêtes venteuses à <i>Kobresia</i> <i>myosuroides</i> (E4.42)	Pelouses calcaires alpines et subalpines (6170)	<i>Oxytropo-Elyinion</i> <i>myosuroidis</i>	Pelouses à élyne en épi (A6)
Pelouses à laïche ferrugineuse et communautés apparentées (E4.4)	Pelouses calcaires alpines et subalpines (6170)	<i>Caricion ferrugineae</i>	Faciès à <i>C. ferruginea</i> non décrit Pelouses à fétuque violette (A2)
Pelouses calcicoles des combes à neige (E4.12 et F.121)	Pelouses calcaires alpines et subalpines (6170)	<i>Arabidion caeruleae</i>	Non décrit

Tableau 2 : Équivalence des intitulés d'habitat non retenus selon différentes classifications

Les alpages intègrent souvent d'autres types de milieux que nous avons choisi aussi d'exclure de cette étude. Il s'agit soit d'habitats en lien dynamique avec les pelouses étudiées, que ce soit par dynamique naturelle des pelouses (landes et landines) ou par les activités anthropiques qui ont un effet sur leur état de conservation (habitats eutrophes, dont les végétations de reposoir, habitats rudéraux), soit des habitats de type différents jugés moins prioritaires par rapport à nos besoins (éboulis, zones humides). Les habitats en lien dynamique avec les 4 types de pelouses retenus ont malgré tout été échantillonnés afin de couvrir la totalité des gradients dynamiques, mais sans chercher à caractériser leur propre état de conservation.

La description des milieux qui suit reprend les éléments de la typologie des végétations d'alpage de la Vanoise (Bornard et al., 2006), des cahiers d'habitats Natura 2000 (Bensettiti et al., 2005), du guide des habitats naturels et semi-naturels des Alpes (Villaret et al., 2019) et du référentiel habitats EUNIS (Louvel et al., 2013).

1.1.1- Gazons alpiens à *Nardus stricta* et communautés apparentées

Ces milieux appartiennent à l'ancienne alliance du *Nardion strictae* qui regroupe des faciès très diversifiés en termes d'abondance du nard et de diversité floristique, et depuis les dernières révisions phytosociologiques, pour la Vanoise, à l'alliance du *Campanulo barbatae* – *Potentillion*

areae. Ces pelouses sont constituées d'un tapis herbacée bas habituellement dense et dominé par le nard, aux touffes raides et très serrées qui prennent une teinte fauve-paille tôt au cours de la saison de végétation. Elles se développent sur une large plage altitudinale centrée sur l'étage subalpin. Elles s'établissent sur des sols souvent assez profonds mais pauvres en éléments nutritifs et acides au moins en surface, recouvrant aussi bien des substrats siliceux que carbonatés. Elles occupent habituellement des replats, des pentes faibles à moyennes et des dépressions. La flore de ces pelouses est généralement peu diversifiée (Delpech, 1996) et constituées d'espèces oligotrophes, surtout des orophytes à large répartition dans les montagnes européennes et des espèces circumboréales :



Espèces déterminantes ou caractéristiques des nardaies (au sens phytosociologique)		Espèces abondantes et recouvrantes (aspect physiologique)	
<i>Alopecurus gerardii</i>	<i>Gentiana purpurea</i>	<i>Ajuga pyramidalis</i>	<i>Gentiana purpurea</i>
<i>Antennaria dioica</i>	<i>Geum montanum</i>	<i>Alopecurus gerardii</i>	<i>Geum montanum</i>
<i>Arnica montana</i>	<i>Luzula alpina</i>	<i>Arnica montana</i>	<i>Pseudorchis abida</i>
<i>Avenella flexuosa</i>	<i>Nardus stricta</i>	<i>Coeloglossum viride</i>	<i>Ranunculus kuepferi</i>
<i>Campanula barbata</i>	<i>Ranunculus kuepferi</i>	<i>Festuca rubra gr.</i>	
<i>Gentiana acaulis</i>		<i>Gentiana acaulis</i>	

Tableau 3 : Espèces déterminantes et abondantes des nardaies (Villaret et al., 2019)

La plupart de ces nardaies, en dehors de l'étage alpin, ont été façonnées au cours des derniers siècles par le pastoralisme aux dépens des boisements et des landes.

La typologie des végétations d'alpage de la Vanoise (Bornard et al., 2006) décrit 3 types de milieux : les pelouses à nard et vulpin de Gérard (contexte alpin en marge des combes à neige), les pelouses à nard et carex toujours vert (milieu oligotrophe hors combes à neige) et les pelouses à nard et fétuque rouge (à plus basse altitude et sur sol plus profond et riche). La classification Phyto-Suisse retient aussi une association de nardaie plus riche, le *Trifolio pratense-Nardetum* (Br.-Bl. 1949) em, qui n'a pour l'instant pas été retenu dans le prodrome des végétations françaises (Bardat et al., 2004) ni dans le catalogue des végétations de Vanoise (Paulin et al. 2020).

Leur maintien dépend beaucoup des pratiques pastorales. Ces pelouses sont jugées en évolution stable (Villaret et al., 2019), mais la majorité des auteurs considèrent que leur étendue a considérablement diminué avec l'intensification de l'agriculture ou inversement l'abandon des terrains les plus difficiles à exploiter au cours du 20ème siècle et enfin les travaux liés aux aménagements touristiques (Galvanek & Janak, 2008).

1.1.2- Gazons thermo-alpigènes à *Festuca paniculata*

Ces pelouses ont été retenue dans notre étude même si elles ne sont pas d'intérêt communautaire, car elles couvrent de vastes étendues sur les versants ensoleillés des Alpes sud-occidentales entre 1600 à 2300m d'altitude en Vanoise, aussi bien sur calcaire que sur silice. Les grosses touffes de fétuque paniculée lui donne un aspect haut et dense. Une certaine variabilité est connue : types luxuriants, hauts et assez denses sur des sols



profonds et frais ou au contraire plus bas, ouverts et écorchés dans les pentes sèches rocailleuses.

La flore est dominée par les espèces orophytes.

Espèces déterminantes ou caractéristiques des queyrellins (au sens phytosociologique)		Espèces abondantes et recouvrantes (aspect physiologique)	
<i>Anemone narcissiflora</i> (frais)	<i>Hypochaeris maculata</i>	<i>Patzkea paniculata</i>	<i>Helianthemum</i>
<i>Arnica montana</i>	<i>Laserpitium halleri</i> (sec)	<i>Anemone narcissiflora</i> (frais)	<i>nummularium</i> (sec)
<i>Asphodelus albus subsp.</i> <i>delphinensis</i> (sec)	<i>Laserpitium latifolium</i> (frais)	<i>Asphodelus albus subsp.</i> <i>delphinensis</i> (sec)	<i>Helictotrichon parlatoresi</i> (sec)
<i>Campanula barbata</i>	<i>Luzula pediformis</i>	<i>Festuca violacea</i> (frais)	<i>Meum athamanticum</i> (frais)
<i>Centaurea uniflora</i> (frais)	<i>Meum athamanticum</i> (frais)	<i>Geranium sylvaticum</i> (frais)	<i>Nardus stricta</i>
<i>Helictotrichon parlatoresi</i> (sec)	<i>Trifolium alpinum</i>		

Tableau 4 : Espèces déterminantes et abondantes des queyrellins (Villaret et al., 2019)

Ces pelouses sont connues en Vanoise pour abriter potentiellement une très forte biodiversité : des relevés peuvent dépasser localement les 50 voire les 80 espèces végétales.

Ces pelouses ont pendant longtemps fait l'objet d'une gestion par la fauche, pratique actuellement en forte régression. Lorsqu'elles sont pâturées, l'appétence de ces pelouses n'est intéressante qu'au début de la saison de végétation lorsque la fétuque est au stade montaison ; par la suite, elle est moins consommée par le troupeau, voire plus du tout (ovins). La bonne période de pâturage est difficile à trouver mais déterminante. Ces milieux se retrouvent généralement sur de fortes pentes, ce qui les rend particulièrement sensibles à l'érosion. A l'étage subalpin et en cas de sous exploitation, ces milieux sont rapidement colonisés par les genévriers, le raisin d'ours et les *Vaccinium*.

Ces pelouses sont jugées en évolution stable (Villaret et al., 2019), mais leur maintien dépend beaucoup des pratiques pastorales ou de fauche.

1.1.3- Pelouses alpines et subalpines des pentes calcaires à séslerie et laïche toujours verte

Ces pelouses se développent comme la précédente sur les versants ensoleillés à pentes moyennes à fortes, mais uniquement sur substrat calcaire. Elles sont habituellement basses à mi-rases, très ouvertes et souvent écorchées en gradins avec alternance de bandes herbeuses et de plages terreuses. Les sols restent en général superficiels et caillouteux. Elles se développent dans des situations modérément à assez vite déneigées, et elles subissent donc un climat assez sec et contrasté, marqué par de fortes amplitudes thermiques. Elles sont dominées par diverses graminées en fonction des conditions locales.



Espèces déterminantes ou caractéristiques des pelouses à séslerie (au sens phytosociologique)		Espèces abondantes et recouvrantes (aspect physiologique)	
<i>Androsace villosa</i>	<i>Gentiana clusii</i>	<i>Carex sempervirens</i>	<i>Helictotrichon</i>
<i>Carex firma</i> (hors PNV)	<i>Helictotrichon</i>	<i>Festuca laevigata</i>	<i>sedenense</i>
<i>Carex sempervirens</i>	<i>sedenense</i>	<i>Festuca pumilla</i>	<i>Sesleria caerulea</i>
<i>Clinopodium alpinum</i>	<i>Leontopodium nivale</i>	<i>Globularia cordifolia</i>	
<i>Festuca pumilla</i>	<i>Minuartia verna</i>	<i>Globularia nudicaulis</i>	
<i>Gentiana angustifolia</i>	<i>Sesleria caerulea</i>		

Tableau 5 : Espèces déterminantes et abondantes des pelouses à séslerie (Villaret et al., 2019)

La typologie des végétations de Vanoise (Bornard et al., 2006) distingue trois faciès différents, mais il existe tous les intermédiaires (observation personnelle) :

Pelouses à carex toujours vert et séslerie

Installés en versant sud, ces végétations sont particulièrement précoces et leur bonne productivité leur donne un intérêt pastoral non négligeable. Leur disposition naturelle en gradins ou en banquettes les rend très sensibles à l'érosion. Le passage répété des troupeaux accentue le phénomène, surtout s'ils pâturent trop tôt quand le sol est encore humide. A l'étage subalpin et en cas de sous exploitation, ces milieux sont rapidement colonisés par des cotonéasters ou les genévriers.

Pelouses à hélianthème nummulaire ou hélianthème à grandes fleurs

Ce sont des pelouses denses avec un recouvrement herbacé proche de 100 %. Bien que leur productivité et leur appétence soient médiocres, leur grande précocité en fait des milieux souvent pâturés. Leur situation similaire aux pelouses à carex toujours vert et séslerie les expose aux mêmes risques de dégradation.

Pelouses à dryade, laïche toujours verte et séslerie

Ces pelouses en gradins sont installées sur des sols superficiels et en forte pente. Elles ont un recouvrement compris entre 60 et 90 % et sont caractérisées par la présence de dryade en plaques. Lorsque la dryade est dominante, ces végétations doivent plutôt être rattachées aux landines subalpines calcicoles des stations froides et exposées (EUNIS 2.29, *Artostaphylo-Cetrarion nivalis*). La très faible appétence des espèces (dryade, séslerie et carex) explique leur intérêt pastoral médiocre. Tout comme les 2 milieux précédents, un passage trop fréquent du troupeau peut aggraver les phénomènes naturels de solifluxion et augmenter la proportion de sol nu.

Ces pelouses sont jugées en évolution stable (Villaret et al., 2019), mais leur maintien dépend beaucoup des pratiques pastorales à l'étage subalpin.

1.1.4- Pelouses acidoclines des combes à neige

La végétation classique des dépressions longuement enneigées sur terrains siliceux est un tapis ras et souvent continu. Caractérisés par une période d'enneigement supérieure à 8 mois, ces milieux peu productifs offrent naturellement peu de diversité et ont un démarrage tardif. Le sol reste humide tout l'été, il est nettement humifère et enrichi par colluvionnement. La végétation est riche en bryophytes et comprend surtout des chaméphytes rampantes et de petites hémicryptophytes arctico-alpines à large distribution :



Espèces déterminantes ou caractéristiques des combes à neige (au sens phytosociologique)		Espèces abondantes et recouvrantes (aspect physiologique)	
<i>Alchemilla pentaphyllea</i>	<i>Gnaphalium supinum</i>	<i>Alchemilla pentaphyllea</i>	<i>Poa supina</i>
<i>Arenaria biflora</i>	<i>Luzula alpino-pilosa</i>	<i>Carex foetida</i>	<i>Salix herbacea</i>
<i>Carex foetida</i>	<i>Salix herbacea</i>	<i>Luzula alpino-pilosa</i>	
<i>Cerastium cerastoides</i>	<i>Sibbaldia procumbens</i>		

Tableau 6 : Espèces déterminantes et abondantes des combes à neige acides (Villaret et al., 2019)

Il est à noter que les végétations chionophiles humides des replats détrempés à *Carex foetida* et les éboulis stabilisés longuement enneigés à *Luzula alpino-pilosa* sont inclus dans cet habitat, mais nous n'avons pas échantillonné ces faciès.

L'appétence de la végétation est fonction de la proportion de plantain. Le pâturage y est généralement pratiqué de façon libre à partir du mois d'août et profite essentiellement aux ovins qui apprécient la fraîcheur estivale et l'aspect ras.

En raison des contraintes climatiques fortes, ces milieux sont stables, mais leur maintien est tributaire des conditions d'enneigement et sont donc sensibles au réchauffement climatique. Leur faible régénération les rend particulièrement sensibles aux perturbations mécaniques (fréquentation touristique, pâturage trop intense ou trop précoce) qui entraînent rapidement une dégradation structurale du tapis herbacé (Bornard et al., 2006).

1.2- L'état de conservation : une notion difficile à évaluer

La Directive Habitats-Faune-Flore (DHFF) définit l'état de conservation comme « l'effet de l'ensemble des influences agissant sur un habitat naturel [...] qui peuvent affecter à long terme sa répartition naturelle, sa structure et ses fonctions ainsi que la survie à long terme de ses espèces typiques [...] » (Directive 92/43/CEE, Conseil des communautés européennes, 21 mai 1992).

Un habitat est considéré dans un état de conservation favorable lorsque :

- son aire de répartition naturelle ainsi que les superficies qu'il couvre au sein de cette aire sont stables ou en extension ;
- la structure et les fonctions spécifiques nécessaires à son maintien à long terme existent et sont susceptibles de perdurer dans un avenir prévisible ;
- l'état de conservation des espèces qui lui sont typiques est favorable.

Cependant, tous les auteurs ayant travaillé sur cette notion d'état de conservation s'accordent pour dire que cette définition n'est pas opérationnelle pour une utilisation à l'échelle d'un site (Maciejewski et al, 2016).

1.2.1- Les principes de l'évaluation de l'état de conservation

Au sens de la Directive Habitats-faune-flore, l'état de conservation favorable constitue l'objectif à atteindre et à maintenir pour tous les habitats d'intérêt communautaire. Son évaluation se base non seulement sur l'état présent, mais également sur les perspectives et évolutions futures liées à des menaces prévisibles et évaluables. Aux échelles nationale et régions biogéographiques, les critères utilisés pour l'évaluation de cet état de conservation sont l'aire de répartition, la surface occupée, les structures et le fonctionnement de l'habitat ainsi que les perspectives futures. A l'échelle d'un site, le code de l'environnement [art. R414-11 (Anonyme, 2008 ; modifié par décret n°2015-959 du 31/07/2015)], demande d'inclure dans le document de gestion de chaque site Natura 2000 dénommé « document d'objectifs » un diagnostic de l'état de conservation des habitats naturels et des espèces qui justifient sa désignation. A cette échelle, l'état de conservation d'un habitat traduit l'état de ses composants, de leurs interactions entre eux et avec l'environnement. Évaluer l'état de conservation nécessite donc d'évaluer la structure, la composition et les fonctions (Noss, 1990 in Maciejewski et al, 2016).

La qualification de l'état de conservation dans la DHFF doit se réaliser à l'échelle biogéographique selon trois niveaux : favorable, défavorable inadéquat, défavorable mauvais. L'état de conservation est jugé favorable lorsque la structure, la composition et les fonctions concourent à un fonctionnement de l'habitat permettant sa pérennité dans le temps et sa stabilité ou son expansion dans l'espace (Maciejewski et al, 2016). En pratique, l'évaluation consiste à porter un jugement de valeur sur l'écart entre l'état de l'habitat à évaluer avec un état « de référence ». Cet état « de référence » peut être défini soit à partir d'un état « naturel », c'est à dire non perturbé par les activités humaines, soit signifier le meilleur état existant ou atteignable dans un espace donné où l'homme est considéré à part entière dans l'écosystème. Dans les méthodes élaborées récemment, cet état « de référence » est dénommé « état optimal souhaité » (Maciejewski et al, 2016). La majorité des habitats en France sont des habitats « semi-naturels », qui ont depuis des

décennies été influencés par nos activités. Pour les habitats considérés dans ce travail, l'état « de référence » ne peut donc pas être défini comme l'habitat avec le plus haut degré de naturalité. L'état favorable choisi résulte d'un équilibre entre processus naturels et interventions anthropiques propres à maintenir l'habitat dans les limites du type défini. Les stades de transition vers un autre habitat, qu'ils soient liés à des pratiques (intensification par exemple) ou à une dynamique naturelle (colonisation par les espèces de lande) sont considérés comme des états de conservation moins favorables (Maciejewski *et al.*, 2016). Voir chapitre 2.1 pour la déclinaison retenue pour notre étude.

L'état de conservation à l'échelle d'un site est aussi à qualifier selon trois niveaux mais les dénominations sont différentes de celles à l'échelle biogéographique : états favorable, altéré, dégradé. Les méthodes d'évaluation doivent alors placer des seuils sur le gradient d'état de conservation selon le schéma général ci-dessous (Figure 1). La méthode doit enfin être reproductible dans le temps afin de pouvoir mesurer l'évolution de cet état de conservation sur le long terme.



Figure 1: échelle retenue par le MNHN pour évaluer l'état de conservation (in Maciejewski *et al.*, 2016)

La France a choisi de mettre en place des méthodes nationales standardisées afin de s'affranchir de la subjectivité de l'évaluation à dire d'expert. Ces méthodes ont parfois été adaptées aux spécificités d'un territoire par les acteurs locaux.

Le cadre a été défini par Maciejewski *et al.* (2016) : « En général, par grand type d'habitats, les experts s'entendent pour l'essentiel sur le choix des critères à utiliser pour l'évaluation de leur état de conservation, mais ils peuvent diverger sur l'importance relative à accorder à chacun des critères retenus (Weisberg *et al.*, 2008). Quand il existe des différences, elles sont souvent associées à des divergences d'interprétation d'ordre conceptuel, comme par exemple sur l'importance à donner à la présence d'espèces invasives (Weisberg *et al.*, 2008). Ceci renvoie à la question délicate de savoir quels processus ou interactions sont les plus « importants » dans le fonctionnement de chaque écosystème (Boitani *et al.*, 2014). Il faut donc reconnaître que ces choix sont basés sur l'état du consensus (et l'état de la connaissance) dans la communauté des experts scientifiques, au moment où sont élaborées les méthodes d'évaluation. ». Pour élaborer la méthode d'évaluation des pelouses d'altitude, nous avons donc détaillé l'état des connaissances sur les différents processus ou interactions au chapitre 1.3.

1.2.2- Les méthodes existantes pour l'évaluation de l'état de conservation

De telles méthodes existent déjà pour d'autres types d'habitats que les pelouses d'altitude et peuvent donc nous servir de référence. Certaines d'entre elles concernent des milieux similaires et ont été utilisées pour recenser les indicateurs étudiés lors de l'étude préliminaire :

- les habitats naturels du Parc National des Cévennes : cas des pelouses siliceuses sèches (Kluszczewski, M., 2007)
- les habitats d'intérêt communautaire contractualisés en Lozère : cas des formations herbeuses à *Nardus* riches en espèces sur substrats siliceux des zones montagnardes (Kluszczewski, M., 2012)
- les pelouses et prairies calcicoles (Maciejewski *et al.*, 2012, 2013 et 2015 ; Poirel, 2013 ; PNR du Massif des Bauges, 2014)
- les pelouses à *Festuca eskia* (Prunier, 2013).

Des méthodes existantes dans quelques autres pays européens ont également été consultées :

- les gazons à Nard riches en espèces des Carpates polonaises (Korzeniak, 2015),
- le guide méthodologique de suivi des habitats polonais (Mróz, 2017),
- le manuel de suivi des habitats d'intérêt communautaire italien (Angelini et al., 2016) : ce guide a été peu pris en compte car les méthodes décrivent uniquement des grands principes, sans définition précise d'indicateurs ;
- le manuel de suivi des habitats pour la Région Umbria (Italie) (Gigante & Maneli, 2017) : quelques indicateurs sont listés mais là aussi sans description ni seuils ;
- le manuel de surveillance des habitats d'intérêt communautaire en Aragon (Espagne) (Goñi Martínez D. & Guzmán Otano D., 2019) et les fiches plus complètes téléchargeables sur le site internet (<http://www.liferesecom.ipe.csic.es/metodos.php?subind=2&lang=en>) ;
- la fiche descriptive de l'habitat 6230 en Espagne où sont décrits les indicateurs pour évaluer l'état de conservation (Rigueiro et al., 2009).

Pour chaque facteur pouvant affecter l'état de conservation, nous avons comparé en fin de chaque synthèse les indicateurs proposés par ces différentes méthodes.

1.3- Les facteurs pouvant affecter l'état de conservation des pelouses d'altitude ; que nous apporte la bibliographie ?

Pour les écosystèmes terrestres, le changement d'utilisation des sols aura probablement le plus grand effet, suivi du changement climatique, de l'augmentation des dépôts d'azote, des échanges biotiques et de la concentration en dioxyde de carbone (Sala, 2000). Les principales pressions subies et les menaces sont bien connues (voir par exemple la fiche descriptive de l'habitat 6230 par la Commission Européenne (Galvanek et Janak, 2008). L'état actuel des pelouses d'altitude est fortement dépendant des conditions écologiques et de l'historique des modes d'exploitation par l'homme (Bornard et al., 1992 ; Sebastià et al., 2008).

Pour chacune des pressions reconnues comme pouvant impacter les pelouses d'altitude, et par extension les pelouses des régions montagneuses et arctiques lorsque nous avons considéré que leurs contextes étaient suffisamment proches, nous avons synthétisé les résultats d'études qui ont ciblées la compréhension des mécanismes étant à l'origine de ces pressions et la description des effets sur la végétation, en ciblant prioritairement les volets types de végétation, composition floristique et biodiversité végétale. Néanmoins, comme les méthodes françaises en vigueur pour d'autres milieux (par ex Maciejewski *et al.*, 2015) ciblent également des indicateurs faunistiques, notamment sur les invertébrés, nous avons étendu nos recherches à ces groupes.

1.3.1- La colonisation par les ligneux

→ Origines :

Les pelouses d'alpage sont pour la plupart issues des défrichements anciens des forêts ou landes naturelles, pour l'essentiel datés des XII^{ème} et XIII^{ème} siècle (Dorioz, 1998 ; Bornard et al., 1992). À l'exception des pelouses de l'étage alpin ou quelques contextes écologiques très contraignants à des altitudes plus basses, considérées comme des formes presque climaciques, l'existence et le maintien des pelouses d'alpage dépendent principalement de la gestion pastorale, car ils ne sont pas stables, et il est vain d'envisager une conservation statique, mais plutôt parler d'équilibre dynamique (Delpech, 1996). Régulièrement voire intensivement utilisées jusque dans les années 1950-60, celles-ci sont localement abandonnées ou fréquentées seulement de temps en temps, soit à cause de la difficulté à rejoindre ces sites, soit à cause de l'éloignement des abris du berger ou des points d'attraction du troupeau, soit à cause d'utilisation de bétail plus gros, moins mobile et éventuellement nourris en complément par des concentrés, soit à cause de la traite qui contraint les secteurs fréquentés autour des sites de traite (Battaglini et al., 2014 ; Anonyme, ? ; Da Ronch & Ziliotto, 2008 ; Prévosto et al., 2011 ; Korzeniak, 2016 ; Freléchoux et al., 2007 ; Parolo et al., 2011). Les effets de ce gradient de pression par le bétail (par le pâturage et le piétinement)

diminuent du centre vers la périphérie des alpages et entraînent une hétérogénéité à grande échelle bien documentée dans l'utilisation des pâturages (Weber et al., 1998 ; Hunt, 2001 in Parolo et al., 2011 ;).

L'Homme et Loiseau (1984) ont par exemple montré qu'une pression de pâturage (évaluée par un taux moyen de consommation de la production primaire totale) supérieure à 20 % permettait une maîtrise des ligneux. Les bovins peuvent ainsi contrôler le processus de colonisation en mangeant les jeunes pousses d'arbustes, telles que *Vaccinium* sp. (Della Marianna et al., 2007 ; Puccio et al., 2007 in Parolo et al., 2011) et leur piétinement provoque de graves dommages mécaniques aux arbustes et aux jeunes arbres (Olf et Ritchie, 1998 ; Skarpe et Hester, 2008 in Parolo et al., 2011).

La vie en alpage a aussi beaucoup évolué ces dernières décennies : le nombre de personnes vivant en alpage a radicalement diminué et avant, les agriculteurs éliminaient les arbustes de rhododendron par le feu (Escavara et al., 1998) ou d'autres techniques. Les agriculteurs utilisaient aussi massivement le bois local (rhododendron, aulne vert et autres arbustes, de même que de la tourbe, de la mousse, des lichens ou encore des bouses séchées) pour chauffer les chalets d'alpage ou leur nourriture ; les chaudrons utilisés pour fabriquer le fromage en alpage étaient chauffés au bois jusque dans les années 50. Ces pratiques ont aussi concouru à limiter la dynamique des ligneux (Dorioz, 1998 ; Koch et al. 2013 ; Bornard et al., 1992 ; Loup, 1963).

→ Mécanismes de colonisation par les ligneux et de contrôle par les troupeaux, concurrence interspécifique :

Tous les types de pelouses ne présentent pas la même sensibilité à la colonisation ligneuse :

- sur sols acides, le moindre sous-chargement pastoral se traduit par le développement d'espèces peu ou pas consommées par les troupeaux. Ceci favorise le développement d'espèces de faible intérêt pastoral comme le nard et la myrtille, puis l'extension très rapide des éricacées ligneuses (*Vaccinium* spp., Rhododendron) (Pornaro et al., 2013).
- La situation est radicalement différente sur sols plus ou moins calciques où la nature du sol, la moindre capacité des espèces à envahir la végétation ralentit l'installation des ligneux (Dorioz, 1998).



La vitesse de colonisation par les ligneux dépend aussi :

- des espèces ligneuses présentes (Pornaro et al., 2013) : les *Vaccinium* se reproduisent majoritairement par graines qui sont très bien disséminées par la faune (le sol nu favorise leur germination et leur croissance initiale et leur croissance s'accélère dès que les tiges dépassent la végétation herbacée) (Dorée et al., 2001 ; Maubon et al., 1995 ; Eriksson et Fröberg, 1996) ; le rhododendron produit une grande quantité de petites graines, lui permettant de coloniser de nouveaux sites et sa reproduction végétative très efficace couplé à une longévité de quelques siècles lui permet de former des clones sur de grandes surfaces (Escavara et al. 1996 ; Escavara 1997 ; Escavara et al., 1998 ; Pornon et al. 1997, Pornon et Escavara, 1999 ; Pornon et Doche, 1995) ; l'aulne vert montre aussi un très fort potentiel d'installation dans les pâtures abandonnées, car il se reproduit de façon sexuée et végétative (Anthelme et al., 2002) ;
- de leur présence sur le site préalablement à la baisse d'intensité ou à l'arrêt des pratiques pastorales (Tasser et Tappeiner, 2002) ;
- de l'altitude et de la température : plus rapide sur les sites de basse altitude et plus chaud (Tasser et Tappeiner, 2002 ; Tasser et al., 2007).

C'est probablement la compétition intra- ou interspécifique pour la lumière, l'eau et les nutriments qui explique les changements dans les communautés végétales. La majorité des espèces héliophiles caractéristiques des pelouses sont éliminées par les ligneux et laissent place aux espèces hémisciaphiles et sciaphiles (Pornon et Doche, 1995). Dans la classification de Grime et Campbell (1991 in Pornon et Doche, 1995), les éricacées font partie des espèces tolérantes aux stress, avec de faibles capacités de photosynthèse, de productivité et de croissance (Chapin et Tryon, 1982). De plus, leur forme arbustive (Rundel, 1991) et la pérennité de leur feuillage les rendent, sur sol peu fertile, plus compétitives que beaucoup d'autres plantes. Les espèces capables de survivre à leur envahissement ont un mode de développement comparable (comme *Vaccinium myrtillus* L.) ou une stratégie de vie complémentaire comme les plantes d'ombre (Gimingham, 1978).



Pour les éricacées formant les landes alpines et subalpines, trois stades de colonisation se distinguent (Pornon et Ascavache, 1999) :

1. implantation (durant 0 à 40-80 ans selon le site) par recrutement de plantules après germination sur des sites favorables, en général des petites plages de sol nu, avec une couverture inférieure à 10% et des individus distribués au hasard (Pornon 1994) ;

2. colonisation "rapide" (80 à 200 ans) par la poursuite du recrutement des plants, la croissance végétative et la superposition des plantes existantes ;

3. fermeture (150-250 ans) par croissance végétative. Cette phase peut conduire à une végétation dense avec une biomasse sèche aérienne de 60 à 70 t / ha (Pommeyrol 1989) et une couverture ligneuse de 90 à 100%.



Que peut-on tirer de ces études vis à vis de l'impact de l'enfrichement sur les pelouses d'altitude ?

→ **sur la composition en espèces :**

La colonisation ligneuse modifie fortement la composition en espèces (Prévosto et al, 2011) de la majorité des pelouses d'altitude :

- augmentation du nombre de phanérophytes avec une succession due à l'établissement d'arbres ou d'arbustes (par exemple, Grime 1979 ; McIntyre et al. 1995 ; Bernhardt-Römermann et al. 2008 in Prévosto et al, 2011) ;
- diminution des plantes héliophiles et une augmentation du nombre d'espèces tolérantes à la mi-ombre et à l'ombre (Dölle et al. 2008 in Prévosto et al, 2011) ;
- augmentation des valeurs d'Ellenberg pour l'azote, constatée uniquement pour les habitats semi-naturels, peut s'expliquer par l'accumulation de litière et la minéralisation qui en découle, ainsi que par des possibles modifications de la masse et de la composition en

espèces de la faune du sol après l'abandon des terres (Archer et al. 2001 & Ehrenfeld 2003 in Prévosto et al, 2011) ;

- augmentation du nombre des espèces compétitives et une diminution du nombre d'espèces rudérales, ainsi qu'une forte diminution du nombre d'espèces tolérantes au stress dans les habitats semi-naturels ;
- entraîne une accumulation de litière, ce qui entrave la germination des graines et l'établissement de jeunes plants de nombreuses espèces (Foster et Gross 1997; Tilman 1997; Pärtel et al. 2005 in Prévosto et al, 2011).

Les nombreuses études réalisées sur l'effet du développement des landes à éricacées (Battaglini et al., 2014 ; Tasser et al., 2002 ; Pornon et Doche, 1995 ; Korzeniak, 2016 ; Tasser et Tappeiner, 2002 ; Dorioz, 1998 ; Berdowski, 1987) permettent de faire aussi ressortir des espèces indicatrices de l'effet de la colonisation par la lande qui pourraient être des prémices de listes d'espèces « typiques » pour évaluer l'état de conservation :

Espèces des nardaies ou queyrellins sensibles à la colonisation par la lande	Espèces qui apparaissent ou sont favorisées par la baisse de la pression pastorale	Espèces qui apparaissent ou sont favorisées par la colonisation par la lande
<i>Antennaria dioica</i> <i>Botrychium lunaria</i> <i>Briza media</i> <i>Carlina vulgaris</i> <i>Leontodon autumnalis</i> <i>Linum catharticum</i> <i>Nardus stricta</i> <i>Poa annua</i>	<i>Carex sempervirens</i> <i>Meum athamanticum</i> <i>Nardus stricta</i> <i>Vaccinium uliginosum</i>	<i>Agrostis capillaris</i> <i>Alnus viridis</i> <i>Angelica sylvestris</i> <i>Avenella flexuosa</i> <i>Calamagrostis sp.</i> <i>Juniperus nana</i> <i>Leontodon helveticus</i> <i>Lotus corniculatus</i> mousses dont <i>Hylocomium splendens</i> <i>Plantago lanceolata</i> <i>Rhinanthus minor</i> <i>Rhododendron ferrugineum</i> <i>Rumex acetosa</i> <i>Stellaria graminea</i> <i>Vaccinium myrtillus</i> <i>Vicia cracca</i>
Espèces qui régressent ou disparaissent lorsque la lande se ferme	Espèces qui apparaissent ou sont favorisées lorsque la lande se ferme	
<i>Avenella flexuosa</i> arrêt du développement de <i>Vaccinium myrtillus</i>	<i>Adenostyles alliariae</i> <i>Cicerbita alpina</i> diverses fougères <i>Oxalis acetosella</i> <i>Polygonatum verticillatum</i> <i>Rumex arifolius</i>	

Tableau 7 : Espèces indicatrices de l'effet de la colonisation par la lande (liste issue de la compilation de diverses études)

Ces études sur la composition en espèces des prairies semi-naturelles, qui ont perdu une grande partie de leur superficie en raison de l'arrêt de la gestion pastorale traditionnelle, montrent que 50 à 100 ans après l'abandon de l'utilisation des terres, environ 40% des espèces disparaissent (Helm et al 2006 in Korzeniak, 2016). Elles peuvent néanmoins rester présente longtemps dans le paysage sous forme de petites populations relictuelles (Tilman et al. 1994 in Korzeniak, 2016).

La colonisation par l'aulne vert a des effets différents de celui des éricacées. Les conditions d'ombrage et d'humidité accrue au niveau du sol, accentuée en versant nord, combinées à l'effet améliorant de la litière de l'aulne, provoquent des transformations importantes et rapides dans la strate herbacée, favorisant les espèces des pâturages gras d'altitude et des mégaphorbiaies (Freléchoux et al., 2007).

→ **sur la valeur pastorale :**

Même si cette considération nous éloigne du sujet visé par cette étude, nous ne pouvons mettre de côté cet impact. Tous les auteurs sont unanimes : le développement des ligneux et des espèces herbacées typiques des landes sont des espèces inappétentes quelle que soit l'époque de l'année

et sans valeur fourragère. Cette baisse de valeur pastorale est surtout marquée pour les nardaies, moins dans les contextes calcicoles (Dorioz, 1998).

→ **sur la biodiversité :**

La colonisation par les ligneux est particulièrement marquée dans les zones de montagne et **constitue l'une des principales menaces à la diversité biologique des écosystèmes de prairies et de pâturages en Europe** (Niedrist et al. 2009 ; Stevens et al. 2011 in Korzeniak, 2016, Koch et al., 2013).

En effet, la plupart des études font état d'une diminution du nombre d'espèces dans les zones dont le couvert forestier est en augmentation. Cette baisse de richesse spécifique est rapportée pour les plantes vasculaires (Pornon, 1994 ; Pornon et Doche, 1995 ; Gillet et al. 1999; Pykälä 2003; Dullinger et al. 2003; Pavlu et al. 2005; Baur et al. 2006; Maurer et al. 2006 in Freléchoux et al., 2007) comme pour d'autres groupes d'organismes comme les lépidoptères (Balmer et Erhardt 2000 in Freléchoux et al., 2007), les hyménoptères-orthoptères-coléoptères (Anthelme et al. 2001), les oiseaux (Laiolo et al. 2004 in Freléchoux et al., 2007). D'autres groupes, comme les araignées ou les carabes ou les insectes coprophages, qui ne sont pas en interaction aussi étroite avec les plantes, pourraient néanmoins avoir des réponses différentes (Koch et al., 2013 ; Perrin, 2019).

Plusieurs autres font néanmoins apparaître que la richesse spécifique augmentait pour des pourcentages de couverture en arbustes faibles, puis diminuait aux pourcentages intermédiaires à supérieurs (un exemple en Figure 2). **L'augmentation temporaire de la biodiversité est mis sur le compte de la création d'une mosaïque de milieux qui offre ainsi des niches supplémentaires qui peuvent être occupées par davantage d'espèces** (Parolo et al., 2011 ; Koch et al., 2013 ; Tappeiner et Cernusca 1993; Spatz 1994a; Zoller et al. 1984 in Tasser et Tappeiner, 2002). Les buissons, lorsqu'ils sont suffisamment grands, fournissent une protection aux espèces végétales sensibles à la pâture. Enfin, ils accumulent des nutriments, formant des îlots de fertilité sous leur couronne (DeLuca et Zackrisson 2007 in Koch et al., 2013) et permettent ainsi aux herbacées, lorsqu'elles s'accroissent d'une moindre luminosité et de températures plus basses, de pouvoir se développer.

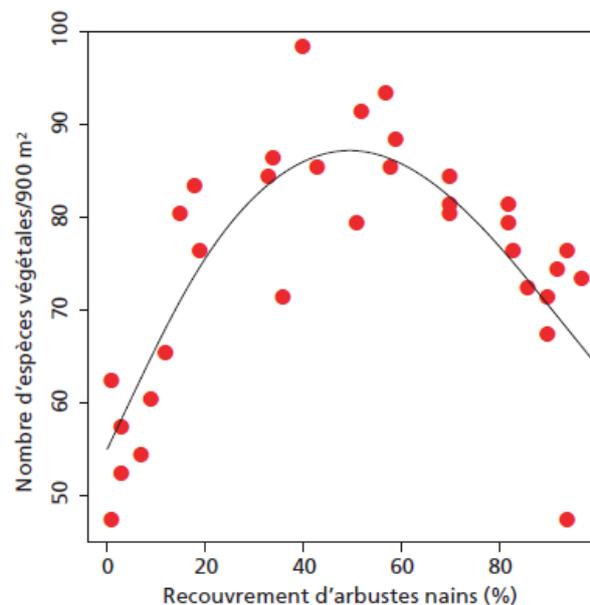


Figure 2: Rapport entre recouvrement d'arbustes nains et biodiversité végétale à l'alpage de Sura (Guarda, GR)

(in Koch et al., 2013)

Ces résultats divergeants résultent du fait que la plupart des études ont analysé la succession forestière sur un seul site ou sur un certain nombre de sites couvrant une gamme très limitée de gradients environnementaux (Pornaro et al., 2013, Dupré et Diekmann, 2001). Prévosto et al (2011) ont ainsi affiné ces constatations : **les habitats semi-naturels initialement riches en espèces étaient plus fortement affectés par l'abandon des terres**, comme les prairies calcaires qui présentaient une forte diminution de la richesse végétale. **En revanche, dans les habitats peu riches en espèces, la richesse en espèces est restée stable, car l'extinction des espèces du stade initial a été contrebalancée par la colonisation par de nouvelles espèces au cours des stades de succession ultérieurs.**

L'effet de l'échelle de perception sur la variation de richesse spécifique a aussi été étudié par Pornaro et al. (2013) ; voir Figure 3. Lorsque les relevés sont fait à l'échelle du m², la richesse en

espèces évolue systématiquement selon une courbe en forme de bosse en fonction de la couverture ligneuse (la richesse augmente d'abord, le maximum est atteint vers 40 % de recouvrement ligneux, pour diminuer ensuite). Lorsque les relevés sont fait à l'échelle de 100m², le paramètre température moyenne du site influe également : la richesse en espèces diminue de manière linéaire à une température annuelle moyenne basse, mais reste avec une courbe en bosse à une température annuelle moyenne plus élevé.

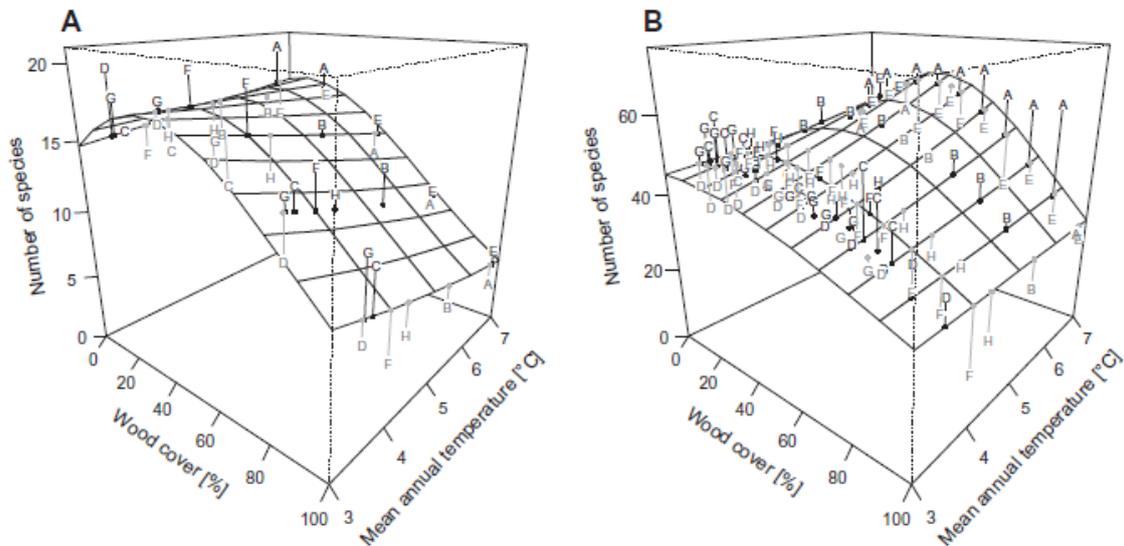


Figure 3: Effets du couvert boisé et de la température annuelle moyenne sur le nombre d'espèces sur 1 m² (A) et 100 m² (B).

La surface est prédite à partir d'un modèle linéaire à effets mixtes généralisés ajusté aux données. Dans (A), les lettres sont les valeurs moyennes des cinq transects répétés à chaque niveau de couverture de bois pour chaque site. Dans (B), les lettres sont les valeurs de chaque parcelle à la couverture de bois respective pour chaque site.

Cette constatation est confirmée par la rare étude qui ne montre pas d'effet de la colonisation des ligneux sur la richesse spécifique (Koch et Schmid, 2013 ; voir Figure 4), car ils ont utilisé des inventaires floristiques sur des placettes circulaires de 80m² :

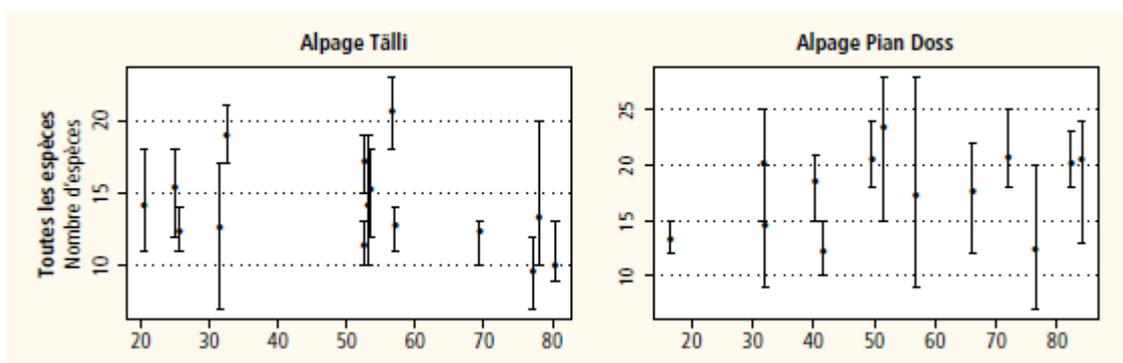


Figure 4: Moyennes (\pm erreurs types) des cinq surfaces herbagères par cercle: nombre total d'espèces végétales en fonction de la couverture par les arbustes nains dans les cercles.

In Koch et Schmid, 2013

Pour ces auteurs, **on ne peut pas exclure que la baisse du nombre d'espèces végétales mentionnée dans la plupart des études soit due à la taille des surfaces échantillonnées et non à la progression des ligneux proprement dite. En effet, plus les arbustes nains couvrent de surface, moins les espèces herbagères trouvent de place pour s'établir, mais des grandes placettes arrivent en général à intégrer ces pelouses relictuelles. A cette échelle, lorsque des espèces disparaissent, elles sont remplacées par d'autres.**

Les études concernant les effets de la colonisation par les ligneux sur l'entomofaune sont rares. Elles ont surtout concernées les orthoptères (Voisin, 1986 in Jaulin & Baillet, 2007 ; Dreux, 1962 in Puissant & Voisin, 1998 ; Jaulin, 2004 ; Koch et al., 2013), plus rarement les papillons de jours (Koch et al., 2013). Ces insectes sont connus pour être très sensibles à la structure et/ou à la composition de la végétation, car la très grande majorité d'entre eux sont inféodés aux milieux ouverts, puisqu'ils recherchent la lumière, la chaleur et ont besoin d'une végétation herbacée dense pour se nourrir. Ils sont donc potentiellement impactés par l'enfrichement des pelouses, de part leur écologie. Ainsi, les zones boisées, souvent associées à une forte proportion de sol nu, représentent des milieux défavorables à la plupart des espèces d'orthoptères ; seules quelques rares espèces sont forestières (Voisin, 1986 in Jaulin & Baillet, 2007 ; Dreux, 1962 in Puissant & Voisin, 1998 ; Jaulin, 2004). De plus, au sein des strates herbacées et arbustives, c'est la présence des graminées qui conditionne le nombre d'espèces d'orthoptères et leur quantité. Ces exigences écologiques expliquent pourquoi les résultats des différentes études qui ont comparé l'effet de l'enfrichement aboutissent toutes à un **effet drastique sur les populations d'orthoptères, que ce soit en termes de nombre d'individus que de richesse spécifique ou d'indices de biodiversité** (Jaulin & Baillet, 2007 ; Puissant & Voisin, 1998 ; Jaulin, 2004). Dans un contexte de dynamique naturelle de fermeture, les pelouses et prairies peu à peu recouvertes par des landes et fruticées constituent néanmoins des milieux favorables aux orthoptères. En effet, **les mosaïques «prairies associées à des arbustes» sont les plus riches en espèces et densité d'individus, et les différences de peuplements entre landes et milieux ouverts ne sont pas significatives tant que les arbres ne prennent pas le dessus**, mais ensuite, lorsque l'enrésinement est plus prononcé, la régression des peuplements est très rapide (Jaulin & Baillet, 2007 ; Puissant & Voisin, 1998 ; Jaulin, 2004).

Les surfaces embroussaillées constituent un milieu favorable pour plusieurs autres espèces animales ; citons pour les Alpes les tétraonidés, espèces à fort enjeu de conservation. Les arbustes nains leur fournissent nourriture, abris et sites de nidification.

→ sur la nature des groupements végétaux

Le gradient de recouvrement influence non seulement le nombre d'espèces et la composition floristique, mais elle fait aussi évoluer la nature des associations végétales présentes ; ce facteur est même plus impactant que les facteurs environnementaux, tels que l'altitude, la pente et l'exposition (Koch et al., 2013).

Plusieurs études (Tasser et Tappeiner, 2002 ; Cernusca et al., 1997) ont étudié les successions végétales dans des alpages : elles concluent que **les associations végétales de pelouses d'alpage évoluent presque toutes vers des groupements de landes** (puis éventuellement vers des groupements de forêt) mais des différences régionales de succession existent en lien avec des facteurs tels que l'historique de l'utilisation des terres, la géologie, l'altitude, l'exposition et la pente (Tasser et Tappeiner, 2002). Lorsque les terres sont abandonnées, ce sont principalement les facteurs d'altitude, d'eau et de nutriments du site qui déterminent les changements de végétation qui en résultent (Hegg, 1984 ; Spatz et al., 1978 in Tasser et Tappeiner, 2002). La succession s'effectue relativement rapidement sur les sols moyens et profonds, mais très lentement sur les sols peu profonds (Bischof, 1981 in Tasser et Tappeiner, 2002). De même, **plus l'altitude est élevée, plus la colonisation par les ligneux est lente**.

A noter aussi que Bornard et al. (2006) définissent également, mais avec une approche pastorale, des seuils permettant de distinguer les pelouses des landes, mais à l'usage, ces seuils se sont révélés bien trop bas, nous conduisant à créer deux sous-types pour les cartographies de végétation récentes, « landes ouvertes » et « landes fermées » :

Méthodes	Habitat concerné	Distinction des ligneux	Type pelouse	Type lande	
				Ouverte	fermée
Bornard et al., 2006 (modifié PNV)	alpages	pas de distinction	< 20 %	20-50 %	> 50 %

Tableau 8 : Seuils de l'indicateur « recouvrement des ligneux » pour distinguer les pelouses des landes avec une approche pastorale (in Bornard et al., 2006)

→ sur l'état de conservation

Aucune étude scientifique n'a fait le lien à notre connaissance entre la colonisation des ligneux et l'état de conservation des habitats constitutifs de pelouses d'altitude. Mais vu les résultats présentés précédemment, il est évident que ce processus a un impact important.

Ainsi, toutes les méthodes actuellement élaborées, soit au niveau national soit plus localement, soit dans d'autres pays européens utilisent l'indicateur « recouvrement des ligneux » pour évaluer l'état de conservation des milieux ouverts sujets à l'enrichissement. Mais les seuils utilisés et les espèces relevées diffèrent selon le milieu étudié et le point de vue adopté (écologique ou pastoral). Elles ont chacune déterminé des seuils de recouvrement aboutissant soit à un nombre de point intervenant dans le calcul d'une note contribuant à évaluer l'état de conservation (Tableaux 9 du haut) soit correspondant directement aux trois niveaux de conservation des habitats (Tableaux 9 du bas). Toutefois, ces valeurs présentent une part de subjectivité, car elles ont été souvent définies à partir d'analyses statistiques entre les différents indicateurs présélectionnés et une évaluation à dire d'expert de l'état de conservation (par ex. Maciejewski, 2012).

La méthode nationale pour les pelouses du *mesobromion* (UE 6210) intègre même aussi un indicateur de déprise pastorale, phase préalable à la colonisation des milieux, en utilisant une espèce ou un cortège d'espèce d'ourlet.

En Espagne, le recouvrement des ligneux n'est pas retenu explicitement mais un indicateur très général est proposé : « fréquence et couverture des taxons indiquant une dégradation », sans que le développement des ligneux soit listé parmi ces dégradations. De plus, des indicateurs complémentaires plus généraux peuvent être indirectement utilisés : « fréquence et couverture des taxons caractéristiques de l'habitat », « effets du pâturage », la qualification des pressions comme « la charge pastorale » (3 (faible); 10 (moyenne); 15 (élevé)) ou « l'herbivorie » avec les mêmes notes.

Méthodes	Habitat concerné	Indicateurs	Seuil (note EC)	Seuil (note EC)	Seuil (note EC)
Maciejewski et al., 2013 test Ecoter, 2014	6210	Recouvrement des ligneux (arbustes > 30 cm)	< 10 % (0)	> 10 % (-10 pts)	
		Recouvrement du brachypode	< 33 % (0)	33 – 66 % (-10 pts)	> 66 % (-20 pts)
		Recouvrement des espèces d'ourlet	< 15 % (0)	> 15 % (-10 pts)	
Maciejewski et al., 2015	6210	Recouvrement des ligneux (arbustes > 30 cm)	< 20 % (0)	> 20 % (-10 pts)	
		Recouvrement du brachypode	< 33 % (0)	33 – 66 % (-10 pts)	> 66 % (-20 pts)
		Recouvrement des espèces d'ourlet	< 15 % (0)	> 15 % (-10 pts)	

Espagne	6230	Pas d'indicateur			
Aragon	6230	Recouvrement des ligneux	que des plantes herbacées (10)	quelques plantes ligneuses de petite taille et très dispersées, et elles n'augmentent pas (5)	couverture / abondance des plantes ligneuses augmente et / ou superficie > 5% (0)

Méthodes	Habitat concerné	Distinction des ligneux	EC bon	EC moyen	EC défavorable
Poirel, 2013	6210	ligneux forestiers	< 1%	1 - 4 %	> 4 %
		espèces de landes	< 5 %	5 - 20 %	> 20 %
CEN L-R, 2007	6230	ligneux hauts	< 10 %	10 - 20 %	> 20 %
		ligneux bas	< 10 %	10 - 30 %	> 30 %
CEN L-R (Lozère), 2012	6230	espèces ligneuses > 30 cm	< 20 %	20 - 40 %	> 40 %
	6210	jeunes buissons/arbres < 30 cm	< 1 %	-	> 1 %
Korzeniak, 2015	6230	espèces arbustives	< 10 %	10 - 40 %	> 40 %
		espèces de landes	< 25 %	25 - 50 %	> 50 %
Mróz, 2017.	6210	pas de distinction	<10 %	10 - 25 %	> 25 %

Tableaux 9 : Seuils de l'indicateur « recouvrement des ligneux » selon l'état de conservation
En haut, pour les méthodes utilisant des notes, en bas pour les méthodes à évaluation directe

Ce que l'on peut retenir de la synthèse des études scientifiques pour notre objectif d'intégrer la colonisation des ligneux dans une méthode d'évaluation de l'état de conservation :

Il est évident que ce processus a un impact important sur les végétations que nous ciblons (à part les pelouses chionophiles) et que des espèces « typiques » de la colonisation par la lande semblent pouvoir être repérées pour évaluer l'état de conservation (voir Tableau 7). Ces résultats en termes de mode de croissance et de mode de colonisation nous amène à nous interroger sur la façon de prendre en compte les arbustes des landes dans l'analyse de nos données, puis dans la définition d'indicateurs :

- peut-on les prendre globalement en tant que strate arbustive sans distinction d'espèces ?
- sera-t-il pertinent de ne prendre qu'une espèce « indicatrice » (par exemple la myrtille pour caractériser les phases initiales de colonisation) ou un groupe d'espèces indicatrices si celles-ci semblent interagir positivement entre elles ou avoir des similitudes d'effets (par exemple le rhododendron et le genévrier qui constituent les ligneux dominants des landes fermées pour les contextes acides ou calcaires) ?
- Faudra-t'il définir un indicateur plus large qui intègre en complément des espèces non ligneuses, voire en définir un spécifiquement comme Maciejewski et al. (2013 et 2015) ?

Comme la dynamique de colonisation conduit à une évolution des groupements végétaux, il paraît aussi opportun d'analyser la totalité du gradient en échantillonnant aussi des landes, afin de mieux définir les seuils entre pelouse en état de conservation dégradé et lande.

Ces résultats montrent enfin que la richesse spécifique n'est pas un bon indicateur des stades de colonisation puisque les tendances varient selon les milieux et les surfaces échantillonnées. Concernant les milieux présentement étudiés, on peut s'attendre à avoir une diminution de la richesse spécifique avec la colonisation des ligneux pour les pelouses thermiques généralement riches en espèces (queyrellins, pelouses en gradin), mais une stabilité pour les milieux généralement moins diversifiés naturellement (nardaies).

1.3.2- L'eutrophisation

→ Origines :

Depuis très longtemps, les agriculteurs ont cherché des solutions pour améliorer la production de leurs terrains, soit en adaptant leurs pratiques, soit en apportant des matières fertilisantes. En alpage, les pratiques anciennes ont conduit à concentrer les déjections animales sur des sites particuliers : à proximité des chalets lorsque les vaches étaient regroupées pour la traite, dans les parcs à cochons qui étaient montés pour consommer le petit lait, sur les sites plus dispersés lorsque les éleveurs pratiquaient la pachonnée. Habituellement, les éleveurs déplaçaient la pachonnée tous les deux jours et les déjections accumulées pendant cette période étaient éparpillées à l'aval ; l'ensemble de l'alpage était ainsi fertilisé, même les zones de forte pente où une plateforme individuelle était creusée pour permettre à la vache de se coucher



(Bornard et al., 1992 ; Beyerbach, 2011). Le parc de nuit est un outil ancestral des bergers pour la récolte des restitutions du troupeau dont le fort potentiel fertilisant en faisait une matière première de choix pour les agriculteurs. Son commerce était à la base d'échanges ou de conventions particulières dans de nombreuses régions. Le regroupement et le parcage des animaux permettaient de concentrer une partie importante des déjections du troupeau de façon à en faciliter la récolte (Lapeyronie & Moret, 2007).

De nos jours, la gestion de la traite avec des machines à traire mobile conduit encore à des concentrations d'animaux, car les vaches sont regroupées dans des parcs de pré-traite ; lorsque les machines ne sont pas déplacées assez régulièrement, les restitutions locales peuvent être très importantes (Bornard et al., 1992), mais il n'y a plus ni récolte ni éparpillement. Avec le retour du loup dans les Alpes, les pratiques d'élevage ovins ont aussi dû évoluer, avec la mise en place de mesures de gestion spécifiques telles que les parcs de protection et de rassemblement nocturne, qui engendrent là encore une forte concentration d'animaux et donc des fortes accumulations de déjections azotées (Lavorel & Crouzat, 2018 ; Garde, 2015). Par rapport aux pratiques anciennes, les parcs sont devenus mobiles et déplaçables sur les estives au gré de l'exploitation des différents quartiers ou secteurs (Lapeyronie & Moret, 2007). Plus généralement, les changements de pratiques récentes, notamment liées au manque de main d'œuvre, conduit à délaissé les secteurs les plus difficiles d'accès et à concentrer les troupeaux sur des secteurs de surface plus restreinte (Dorioz, 1998 ; Anonyme, ? ; Da Ronch & Ziliotto, 2008 ; Tasser et Tappeiner, 2002 ; Bornard et al., 1992). Pour palier ces difficultés, d'autres techniques ont vu le jour pour mieux répartir les déjections azotées : en utilisant des moyens gravitaires (anciens réseaux de canaux à lisier partant des étables) ou plus récemment des moyens mécaniques (tonnes à lisier, épandeur, et dans une moindre mesure hersage des pelouses) (Bornard et al., 1992). Enfin, dans les grands pâturages non parqués, les bovins laissés plus ou moins sans surveillance préfèrent les pentes douces avec des sols secs et non perturbés, qu'ils ont également tendance à utiliser comme lieu de repos ; la redistribution des éléments nutritifs et du pâturage sélectif qui en résulte conduit à une eutrophisation de ces secteurs préférentiels (Tasser et Tappeiner, 2002). Pour les ovins non

gardés, ces zones de concentration concernent notamment les secteurs de couchade (Garde et al., 2015).

Pour se rendre compte des impacts de cette pratique, Lapeyronnie & Moret (2007) cite quelques chiffres : une brebis de type Mérinos d'Arles fabrique environ 3,8 kg bruts de déjections par jour. Ainsi, en conditions de parcage nocturne pendant 13h30 (durée moyenne observée sur la saison d'estive), un troupeau de 1600 brebis émet au sol 3,3 t d'excréments frais (fèces et urine) correspondant à une restitution moyenne de 630 kg de matières sèches apportant 21 kg d'azote par nuit. Pour un parc de nuit dont la densité d'occupation est de 1 brebis au m², les apports azotés par unité de surface correspondent à 130 kg d'azote à l'ha et par jour. Ces quantités sont donc considérables à l'échelle de la surface de territoire qui les reçoit. Lumaret (2001) cite aussi des chiffres pour les bovins, issues de différentes références, de 12 bouses par jour soit environ 4kg de matière sèche.



Depuis plusieurs décennies, les activités anthropiques sont à l'origine d'une production sans précédent d'azote sous des formes réactives qui sont mises en circulation dans la biosphère. En particulier, les activités agricoles, à travers par exemple la culture de légumineuses fixatrices d'azote atmosphérique et la production d'engrais azotés, ainsi que la combustion d'énergies fossiles par l'industrie et les transports sont des sources majeures d'émission d'azote réactif (Lavorel & Crouzat, 2018). Des scénarios de croissance démographique et économique mondiale projettent un accroissement de 70 % des émissions azotées globales vers l'environnement entre 2000 et 2050 (Sutton & Bleeker 2013 in Lavorel & Crouzat, 2018). Ces émissions altèrent profondément la composition atmosphérique terrestre ainsi que les processus de déposition liés, et elles sont à l'origine de nombreuses répercussions sur l'homme et l'environnement (Galloway et al. 2008 in Lavorel & Crouzat, 2018). Ainsi, certains auteurs estiment qu'à l'horizon 2100, **les taux d'azote atmosphérique déposés dans l'environnement seront la troisième cause principale de perte de biodiversité** (Sala et al. 2000 in Lavorel & Crouzat, 2018). Les mesures récentes sur la pollution atmosphérique ont montré que les apports d'azote par les pluies étaient déjà loin d'être négligeables : dans les Pyrénées, les mesures révèlent des dépôts azotés compris entre 8 et 15 kg.N/ha/an, dominés par les dépôts d'azote oxydé (Boutin et al., 2017).

Que peut-on tirer de ces études vis à vis de l'impact de l'eutrophisation sur les pelouses d'altitude ?

L'azote est connu pour être le principal élément limitant (ou co-limitant avec le phosphore, P) pour la plupart des milieux terrestres (Vitousek & Howarth, 1991; Elser et al., 2007 ; Lavorel & Crouzat, 2018). En montagne, les pelouses d'altitude sont ainsi caractérisées par des niveaux de fertilité globalement faibles, qui les rendent sensibles à tout apport fertilisant, soit par acidification (du fait du pH déjà très bas et du faible pouvoir tampon des sols ; Moncoulon et al., 2004 in Boutin, 2015) soit par eutrophisation (Clark et al., 2007 in Boutin, 2015).

→ **sur la composition en espèces :**

De nombreuses espèces caractéristiques de ces milieux oligotrophes ont développé des stratégies de tolérance à une faible disponibilité en azote et sont donc potentiellement

menacées d'exclusion par des espèces plus compétitrices en cas d'augmentation de la disponibilité en cet élément (Grime, 1977 in Boutin, 2015). Par ailleurs, les espèces rares sont généralement les premières menacées par l'augmentation des dépôts azotés du fait de leur amplitude écologique réduite et d'une sensibilité accrue aux concentrations élevées de NH_4^+ (Clark & Tilman, 2008 ; Kleijn et al., 2008 in Boutin, 2015).

De nombreuses études ou expérimentations ont été menées dans divers pays et contextes écologiques, avec globalement des résultats convergeants. Les effets sur la composition en espèces varient néanmoins selon les types d'apport et les quantités déposées :

- les dépôts d'azote atmosphériques ont modifié la composition des espèces en faveur des *Carex*, supposés moins limités par la disponibilité en phosphore (P) que d'autres espèces. Les expérimentations ont montré que **la proportion des *Carex* a été augmentée en moyenne de 33% par addition de N, mais est restée constante avec l'application de NPK**. La fertilisation à l'azote a eu des effets positifs sur les *Carex* plus marqués sur les sites à pH élevé, mais moins sur les sites très secs. (Bassin et al., 2012 in Boutin, 2015). »



- les apports d'engrais conduisent à un changement de composition floristique, notamment avec **une forte diminution de certaines espèces acidiphiles ou oligotrophes** (*Nardus stricta*, *Viola calcarata*, *Festuca rubra*, *Anthoxanthum odoratum*, *Festuca paniculata*, *Luzula nutans*, *Geum montanum*, *Potentilla aurea*), **une augmentation de la part des espèces à haute valeur fourragère** (*Agrostis capillaris*, *Poa pratensis*, *Alopecurus pratensis*, *Heracleum sphondylium*, *Campanula rhomboidalis*, *Trisetum flavescens* et les trèfles) (Delpech, 1989 ; Djukic et al., 2008 ; Tenz et al., 2010 ; Marușca et al. 2014), **une disparition de 6 à 18 espèces** (*Deschampsia flexuosa*, *Gentiana acaulis*, *Arnica montana*, *Veronica allionii*, *Vaccinium myrtillus*, *Carex sempervirens*, *Avenula versicolor* et *Trifolium alpinum*, la nigritelle noirâtre, et *Botrychium lunaria*) **entre les parcelles témoins non fertilisées et celles fertilisées mais compensées par l'apparition de 6 à 9 espèces eutrophes** (comme *Lolium perenne*, *Poa trivialis*, *Dactylis glomerata*, *Phleum alpinum*, *Poa alpina*, *Achillea millefolium*, *Alchemilla xanthochlora*, *Polygonum bistorta*, *Plantago atrata*, *Veronica chamaedrys*). **L'apport trop important de lisier, riche en azote mais pauvre en phosphore, conduit à l'apparition et la prolifération d'espèces nitrophiles** telles que *Rumex* sp., *Heracleum* sp., *Urtica dioica*, *Chaerophyllum hirsutum*, *Chenopodium bonus-henricus* avec une diminution de la part des légumineuses (Delpech, 1989 ; Tenz et al., 2010).



De manière plus anecdotique, sauf en cas de très forts apports comme dans les parcs de contention, le dépôt d'excréments (urine, fèces) par les herbivores peut directement affecter les plantes par des dommages physiques (Bardgett et Wardle 2003 ; Hester et al. 2006 in Lefebvre,

2016) ou des effets phytotoxiques via certains composés phénoliques ou acides gras (Hoekstra et al. 2002 in Lefebvre, 2016).

Les effets de l'eutrophisation sur la faune ont été très peu étudiés. Les chercheurs du CEFE se sont depuis longtemps intéressés aux effets des pratiques pastorales sur les coprophages et ils ont montré que les variations de pression de pâturage sur les pelouses d'altitude qui engendre une différence de quantité des restitutions et d'intensité de piétinement ont un effet sur la structuration spatiale des peuplements de bousiers. **Dans les secteurs où les troupeaux accumulent de grandes quantités de déjections, les peuplements de bousiers sont dominés par des espèces endocoprives** (qui effectuent la totalité de leur cycle biologique à l'intérieur de la masse stercorale) **de petite taille, qui sont a priori moins efficaces dans la dégradation des déjections, car, bien qu'ils contribuent à cette décomposition, les bousiers endocoprives ne participent pas à l'enfouissement de la matière stercorale dans le sol** (Perrin, 2019, Perrin & Robert, 2019).

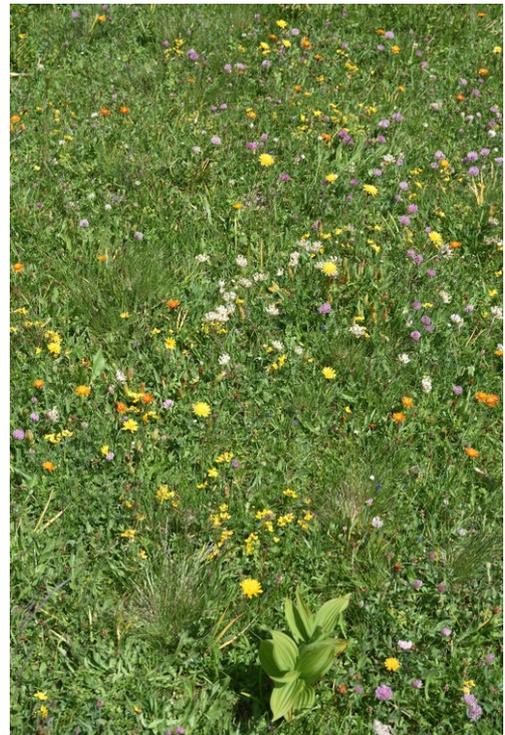
→ sur la biodiversité

En ce qui concerne l'efficacité de la fertilisation et leur impact sur la composition en espèces végétales des prés, les avis divergent (Szewczyk et al., 2010 in Coman et Moisuc, 2011).

Augmentation de la biodiversité : certaines études montrent que les apports atmosphériques d'azote, la fertilisation organique et l'utilisation « rationnelle » des engrais peuvent produire des **augmentations substantielles de la biodiversité que ce soit en termes de richesse spécifique ou d'indices de biodiversité** (Vintu et al., 2008 in Coman et Moisuc, 2011 ; Samuil et al., 2013 ; Chytrý et al., 2009 ; Ganatsas et al., 2012, Reiss et al., 2011 in Samuil et al., 2013 ; Boutin, 2015). Parfois, les résultats variaient selon le type d'engrais appliqué et l'intensité de pâturage (Cao et al., 2011 ; Hejcman et al., 2010 in Samuil et al., 2013)

Ainsi, l'action combinée du changement climatique et du cumul de dépôts azotés et les essais de fertilisation ont contribué à réduire les contraintes abiotiques de ces habitats (faibles températures et oligotrophie), **favorisant l'augmentation de la biomasse et du recouvrement des poacées, l'installation locale d'espèces moins stress-tolérantes à un taux plus rapide que celui de l'extinction locale d'espèces. De plus, ce ne sont pas les espèces dominant la communauté qui répondent le plus aux apports, ce qui conduit à une augmentation de l'équitabilité de la communauté à court terme. Ces changements ont cependant conduit à une homogénéisation de ces communautés** (Samuil et al., 2013 ; Boutin, 2015).

La raison avancée est que l'application d'engrais sur des pelouses oligotrophes modifie la fertilité du sol, laquelle permet à d'autres espèces mésotrophes et / ou eutrophes de s'établir dans les parcelles fertilisées. Les engrais à base de fumier entraînent la plus forte augmentation du nombre d'espèces, en raison du pool de semences qu'il contient.



Perte de biodiversité : les résultats inverses sont aussi très nombreux (Delpech, 1996 ; Tasser & Tappeiner, 2002 ; Fleury, 1996 ; Jeanneret et al., 2006 ; Farrugia et al., 2008 ; Mendarte et al., 2016 ; Schneider et al., 2013 ; Galka et al., 2005). Une des premières études montrant l'effet négatif de la fertilisation sur la biodiversité a été menée par R. Delpech (1989). Deux de ses sites expérimentaux étaient situés dans les Alpes : pelouse à féтуque paniculée au Col du Lautaret avec apport de fumier tous les 2 ans et engrais NP tous les ans (site fauché), et nardaie à Termignon avec apport d'engrais minéral NPK tous les ans (site fauché puis pâturé). Après 8 à 10 ans

d'expérimentation, les résultats aboutissent à une perte de biodiversité et une banalisation de la flore (Tableau 10) :

	Lautaret	Termignon
nombre d'espèces initial/final	42 / 31	46 / 30
% d'évolution nb d'espèces	- 26 %	- 35 %
nb d'espèces disparues (% réduction)	24 (-57%)	16 (-35%)
nb d'espèces régressant significativement	4 (9,5%)	6 (13%)
Somme des contributions des esp disparues	61 %	15 %
Somme des contributions des espèces qui régressent	13 %	43 %
Nb d'esp qui progressent significativement	4	12
Somme des contributions de ces esp en progression	19,5 %	76 %
Nb d'esp apparues	16	1
Somme des contributions de ces esp apparues	56,5 %	ε
Nb d'esp oligotrophes (initial /final)	32 / 10	27 / 12
% évolution des esp oligotrophes	-69 %	-56 %
Somme des contributions des esp oligotrophes (initial /final)	81 / 22	79,5 / 8,5

Tableau 10 : Synthèse comparative des principaux résultats expérimentaux (in Delpech, 1989)

R. Delpech (1996), qui a plus tard analysé plusieurs études sur cette pratique, annonce que la fertilisation régulière de prairies à peuplements initialement diversifiés entraîne en quelques années **la régression de 20 à 50% de la biodiversité spécifique des végétaux supérieurs. Les végétations les plus productives comportent généralement une ou deux plantes dominantes très compétitives qui ne laissent guère de place aux autres espèces.**

Biodiversité stable : Spiegelberger et al (2010) ont revisité des sites d'expérimentation de fertilisation et de chaulage de pelouses à 2000m d'altitude 15 ans après la dernière application. **Même si la composition de la végétation avait changé, ni la richesse en espèces, ni l'indice de Shannon – Wiener, ni la régularité ne différaient entre les parcelles chaulées et non chaulées, et les parcelles fertilisées et non fertilisées.** Le chaulage explique environ 18% et la fertilisation environ 6% de la variabilité de la composition de la végétation. Ces changements dans la composition de la végétation sont probablement dus à la plus faible abondance d'anciennes espèces de graminées dominantes et à une augmentation des graminées généralistes. **D'un point de vue écologique, la végétation spécialisée a été remplacée par des espèces généralistes conduisant à une banalisation de la végétation.**

Dans les essais de différentes modalités de fertilisation sur des nardaies en Suisse, Tenz et al., (2010) arrivent à des résultats similaires.

Synthèse des effets de la fertilisation :

Les études précédentes semblent se contredire, mais elles mettent plutôt en évidence qu'elles n'ont analysé qu'une partie de l'impact, soit en ne testant pas tous les niveaux d'eutrophisation, soit en n'analysant pas le niveau trophique des pelouses d'origine. Heureusement, quelques études plus complètes (Badiat et al., 2008 ; Olf et Ritchie, 1998; Dupre et Diekmann, 2001; Eek et Zobel, 2001; Dietschi et al., 2007; Orlandi et al., 2016 in Pittarello et al., 2018 ; Pittarello et al., 2018) permettent de **montrer plus clairement que l'eutrophisation des pelouses oligotrophes telles que les nardaies, ont un effet positif lorsque les apports sont faibles, puis négatif lorsque ceux-ci augmentent.**

Ainsi, les pelouses oligotrophes sont dominées par quelques espèces de plantes adaptées à cette faible richesse minérale. Avec une faible fertilisation, le sol contient davantage d'éléments nutritifs et conduit à l'arrivée de nouvelles espèces plus banales sans que disparaissent les espèces oligotrophes. Cependant, lorsque la concentration en éléments nutritifs devient très forte, la biodiversité diminue avec une dominance des espèces très exigeantes en azote (*Dactylis glomerata*, *Lolium perenne*, *Poa supina* et *Trifolium repens*) ou pionnières (*Urtica dioica* et *Cirsium eriophorum*). Comme pour le gradient de colonisation par la lande, ces résultats confirment « l'hypothèse de perturbation intermédiaire », selon laquelle **la richesse spécifique culmine à des niveaux intermédiaires de perturbation / gestion en lien avec la coexistence de plusieurs espèces qui ont des niches écologiques se chevauchant** (Grime, 1973; Connell, 1978; Marini et al. , 2008 in Pittarello et al., 2018).

Pittarello et al. (2018) ont réussi à préciser que la richesse en espèces a culminé à un indice N Landolt de 2,5 ou 2,2, et l'indice de diversité à 2,6 ou 2,3 (Figure 5).

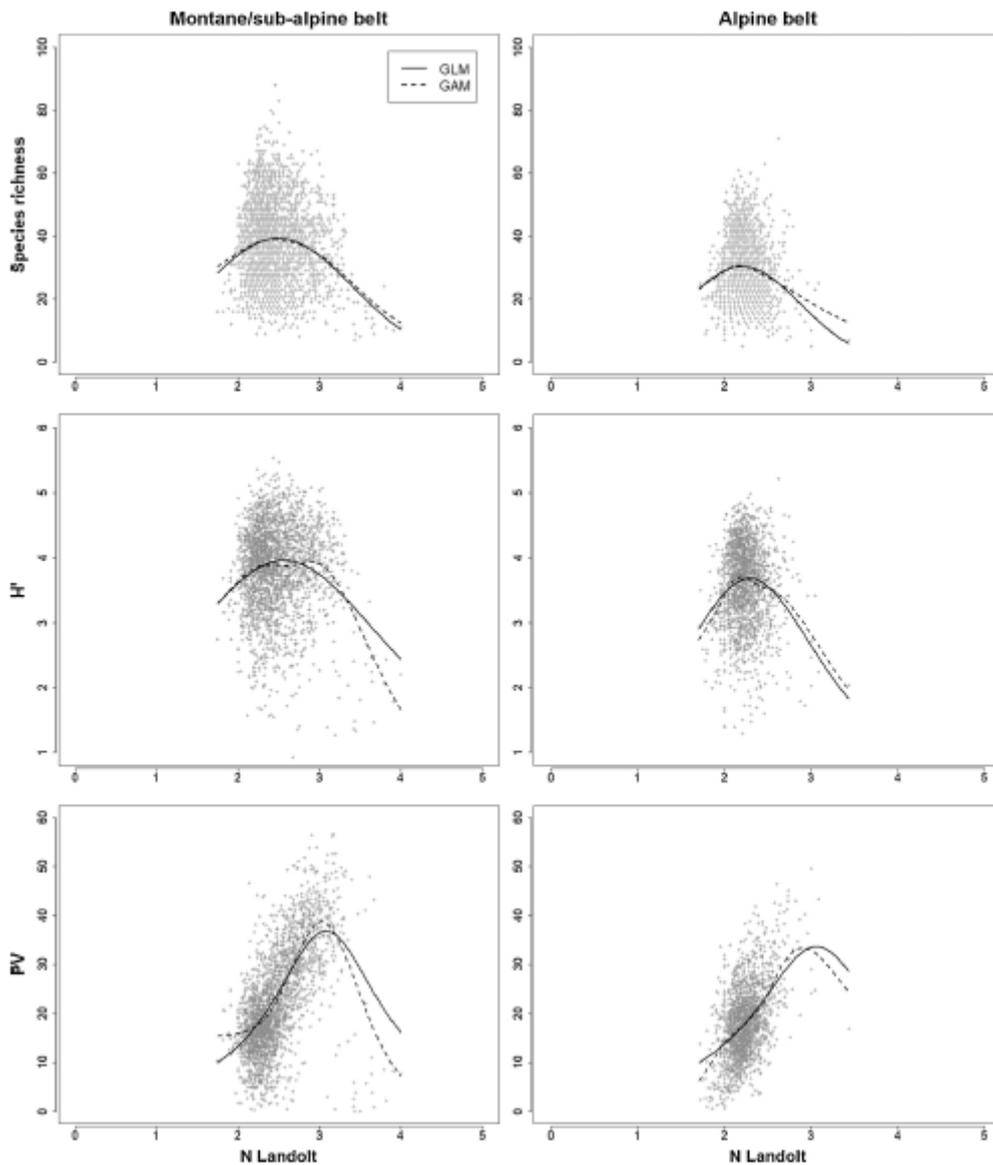


Figure 5 : Relations entre la valeur de l'indice de Landolt pour la teneur en éléments nutritifs du sol (N Landolt) et la richesse en espèces, l'indice de diversité de Shannon (H') et la valeur pastorale (PV) des pâturages montagnards / subalpins et alpins.

(in Pittarello et al., 2018)

Les lignes pleines représentent les valeurs prédites par les modèles linéaires généralisés (GLM) en utilisant à la fois le terme linéaire et quadratique de N Landolt. Les lignes en pointillés représentent les valeurs prédites par les modèles additifs généralisés (GAM) en utilisant une spline de régression cubique comme fonction de lissage de N Landolt et la validation croisée pour estimer la quantité optimale de lissage.

Les effets de l'eutrophisation sur la faune a été très peu étudié et des résultats divergeants sont montrés selon les groupes. La perte de biodiversité se vérifie aussi sur l'entomofaune des pelouses (Haddad et al., 2000). W. Perrin dans sa thèse sur l'effet des pratiques pastorales sur les coprophages (Perrin & Robert, 2019) montre en revanche que les variations de pression de pâturage sur les pelouses d'altitude qui engendre une différence de quantité des restitutions a un effet sur la biomasse des bousiers (elle augmente avec l'augmentation des déjections), la richesse spécifique, le nombre d'espèces piégées diminuant avec l'augmentation de la pression des troupeaux. En revanche, l'indice d'équitabilité reflétant l'abondance relative des différentes espèces est meilleur dans les secteurs intensément fréquentés. Au final, la nature des guildes de bousiers et leur taille peuvent constituer des indicateurs d'une pression de fréquentation des troupeaux.

→ sur la valeur pastorale :

Même si cette considération nous éloigne du sujet visé par cette étude, nous ne pouvons mettre de côté cet impact. Tous les auteurs (Delpech, 1959 ; Coman et Moisuc, 2011 ; Tenz et al., 2010 ; Lüdi, 1959 ; Spiegelberger, 2010 ; Willems et Van Nieuwstadt, 1996 ; Hrevusova et al., 2009) concluent que les apports atmosphériques ou agricoles améliorent la production primaire, mais que celle-ci varie en fonction de la nature des apports (engrais minéraux avec plus ou moins de N-P-K, matière organique sous différentes formes, chaulage), de la période d'application et des quantités apportées.

Les conséquences sont majoritairement jugées durable même après un arrêt de la fertilisation. En effet, l'azote réactif provenant de l'atmosphère ou des apports agricoles est efficacement piégé et conservé dans le système végétation - sol, même dans le cas d'apports plutôt élevés pour ces milieux (Boutin, 2015). Déjà pour Delpech (1989), **un retour à des végétations plus oligotrophes paraissait très difficiles et nécessitait, en plus de l'arrêt des apports, une exportation de la végétation (donc plutôt par fauche), éventuellement l'apport d'eau oligotrophe**. Seules quelques études montrent un retour à un niveau de productivité d'origine en l'espace d'une décennie environ, tandis que la composition végétale ou la composition chimique du sol restent modifiées.

Les effets de la fertilisation sont aussi bien visibles sur la phénologie des végétations, car en début de saison, les zones fertilisées ont une reprise de végétation plus précoce, donc peuvent être exploitées en avance, de façon à pouvoir compter sur une meilleure repousse en fin de saison (Battaglini et al, 2014).

→ sur la nature des groupements végétaux

Les études qui traitent des effets de la fertilisation (et du chaulage) sur la végétation en termes de groupements végétaux sont très peu nombreuses (Delpech, 1989 ; Legros et al., 1987 in Dorioz, 1998 ; Rajaniemi, 2002 ; Badiat et al., 2008 ; Battaglini et al, 2014). Les résultats trouvés sur la composition floristique se traduisent aussi sur la nature des groupements phytosociologiques avec **passage des pelouses d'origine (nardaie ou queyrellin) vers des groupements de type prairies grasses voire reposoirs**.

A noter aussi que Bornard et al. (2006) ne distingue pas les types de pelouses directement sur des critères liés à l'eutrophisation, mais de manière indirecte, les pelouses subalpines sur replat ou pentes faibles en ambiance plus ou moins fraîches (types S1-S2-S3), que certains nomment « pelouses intermédiaires », suivent un gradient de productivité et de richesse trophique (voir nos résultats au chapitre 3.2.12). Les critères de distinction utilisés sont la hauteur et la densité de la végétation, les espèces dominantes et les traits majoritaires.

Pour les pelouses à fétuque paniculée, deux sous-types sont distingués selon le degré de fraîcheur, mais en regardant les espèces caractéristiques, cette distinction pourrait aussi refléter une différence de richesse trophique : type A6.1 caractérisé par la fréquence de la fétuque rouge et la renouée bistorte.

→ sur l'état de conservation

Aucune étude scientifique n'a fait le lien à notre connaissance entre l'eutrophisation et l'état de conservation des habitats constitutifs de pelouses d'altitude. Mais vu les résultats présentés précédemment, il est évident que ce processus a un impact important. Nous pouvons ainsi proposer un schéma théorique reliant l'état de conservation avec l'évolution des groupements végétaux, au moins pour les pelouses oligotrophes que sont les nardaies et les pelouses à fétuque paniculée (Figure 6) :

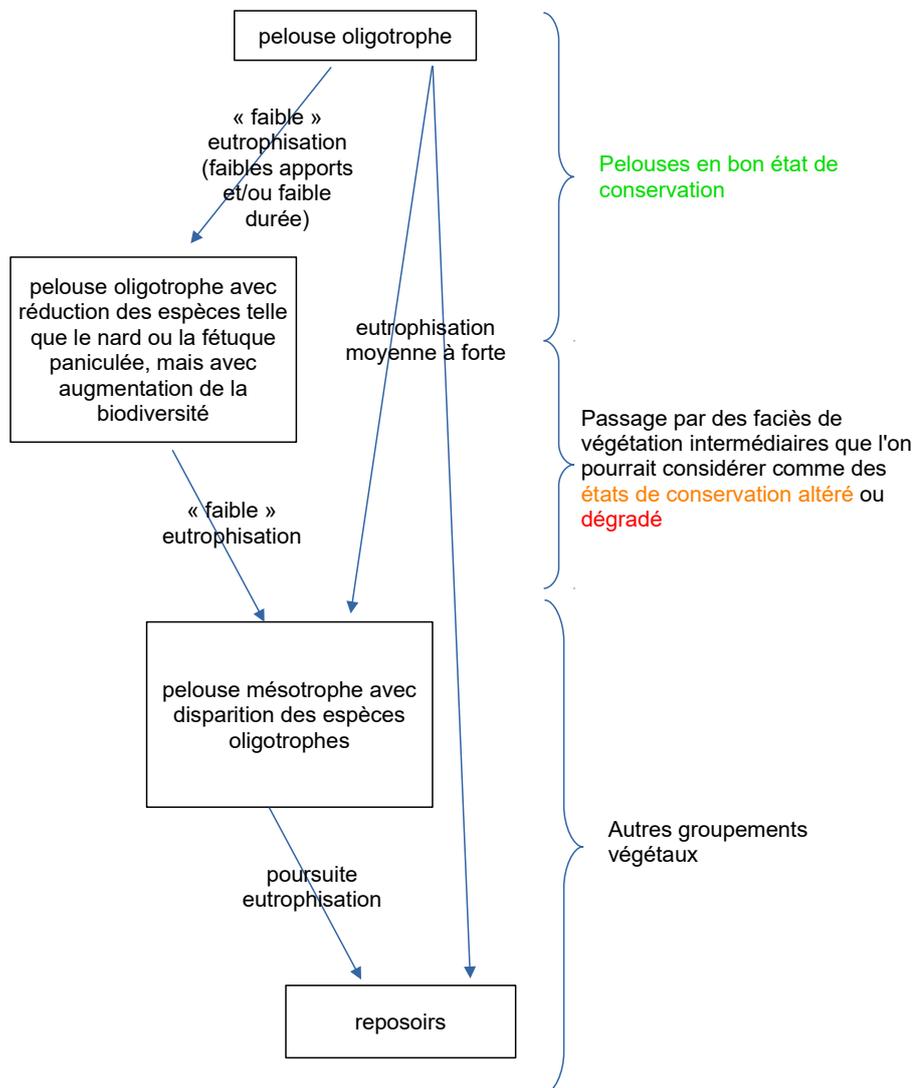


Figure 6 : Lien entre l'état de conservation et l'évolution des groupements végétaux le long d'un gradient d'eutrophisation allant d'une pelouse oligotrophe vers un repositoire

Mais aucune publication ne permet à ce stade de proposer des indicateurs ou des seuils argumentés pour différencier les différents états de conservation. Elles permettent néanmoins de faire aussi ressortir des espèces indicatrices de l'effet de l'eutrophisation qui peuvent être des prémisses à une liste d'espèces « typiques » pouvant caractériser l'état de conservation (Tableau 11) :

Espèces des nardaies ou queyrellins sensibles à l'eutrophisation	Espèces qui apparaissent ou sont favorisées par une eutrophisation modérée	Espèces qui apparaissent par une forte eutrophisation
<i>Anthoxanthum odoratum</i> <i>Arnica montana</i> <i>Avenula versicolor</i> <i>Botrychium lunaria</i> <i>Carex sempervirens</i> <i>Deschampsia flexuosa</i> <i>Festuca paniculata</i> <i>Gentiana acaulis</i> <i>Geum montanum</i> <i>Luzula nutans</i> <i>Nardus stricta</i> <i>Nigritella rhellicani</i> <i>Potentilla aurea</i> <i>Trifolium alpinum</i>	Légumineuses <i>Achillea millefolium</i> <i>Agrostis capillaris</i> <i>Alchemilla xanthochlora</i> <i>Alopecurus pratensis</i> <i>Campanula rhomboidalis</i> <i>Campanula scheuchzeri</i> <i>Carex caryophyllea</i> <i>Festuca nigrescens agg.</i> <i>Galium verum</i> <i>Holcus mollis</i> <i>Phleum alpinum</i> <i>Pilosella officinarum</i> <i>Plantago atrata</i>	<i>Chaerophyllum hirsutum</i> <i>Chenopodium bonus-henricus</i> <i>Cirsium eriophorum</i> <i>Dactylis glomerata</i> <i>Heracleum sp.</i> <i>Heracleum sphondylium</i> <i>Lolium perenne</i> <i>Poa annua</i> <i>Poa supina</i> <i>Polygonum aviculare</i> <i>Rumex sp.</i> <i>Urtica dioica</i>

<i>Vaccinium myrtillus</i> <i>Veronica allionii</i> <i>Viola calcarata</i>	<i>Plantago major</i> <i>Poa alpina</i> <i>Poa chaixii</i> <i>Poa pratensis</i> <i>Poa trivialis</i> <i>Polygonum bistorta</i> <i>Trifolium repens</i> <i>Trisetum flavescens</i> <i>Veronica chamaedrys</i>	
--	--	--

Tableau 11 : Espèces indicatrices de l'effet de l'eutrophisation (liste issue de la compilation de diverses études)

Ainsi, la plupart des méthodes actuellement élaborées, soit au niveau national soit plus localement, soit dans d'autres pays européens utilisent un indicateur du type « nombre d'espèces eutrophes » ou « recouvrement des espèces eutrophes » pour évaluer l'état de conservation des milieux ouverts sujets à l'eutrophisation, avec proposition d'une liste d'espèces. Mais les seuils utilisés diffèrent selon le milieu étudié, les espèces relevées. En Aragon, de tels indicateurs n'ont pas été proposés, mais un indicateur global de la proportion d'espèces typiques de l'habitat doit être révélateur d'une évolution de la végétation, notamment en cas d'eutrophisation. Les méthodes ont chacune déterminé des seuils de recouvrement aboutissant soit à un nombre de point intervenant dans le calcul d'un note contribuant à évaluer l'état de conservation (Tableaux 12 du haut) soit correspondant directement aux trois niveaux de conservation des habitats (Tableaux 12 du bas). Toutefois, ces valeurs présentent une part de subjectivité, car elles ont été souvent définies à partir d'analyses statistiques entre les différents indicateurs présélectionnés et une évaluation à dire d'expert de l'état de conservation (par ex. Maciejewski, 2012).

Méthodes	Habitat concerné	Indicateur	Seuil (note EC)	Seuil (note EC)	Seuil (note EC)
Maciejewski et al., 2013 test Ecoter, 2014 Maciejewski et al., 2015	6210	Présence d'espèces eutrophiles	0-10 % d'espèces de la liste (0)	10-30 % d'espèces de la liste (-20 pts)	>30 % d'espèces de la liste (-40 pts)
Aragon	6230	Pas d'indicateur			

Méthodes	Habitat concerné	Indicateur	EC bon	EC moyen	EC défavorable
Poirel, 2013	6210	Présence d'espèces eutrophiles	< 5%	5-15 %	> 15 %
CEN L-R, 2007	6230	Perturbation : eutrophisation	Pas de perturbation visible	perturbations mineures	Perturbations majeures
CEN L-R (Lozère), 2012	6230 6210	Recouvrement des espèces herbacées vivaces exigeantes vis-à-vis des éléments nutritifs (azote notamment)	< 10 %	10 - 20 %	> 20 %
Korzeniak, 2015	6230	Recouvrement des espèces eutrophes	Aucun signe	< 10 %	> 10 %
Mróz W., 2017.	6210	Pas d'indicateur			
Espagne	6230	Fréquence et couverture des taxons indiquant une	absence	autres situations	augmentation ou invasion de

		dégradation (dont espèces nitrophiles) ²			taxons non caractéristiques de l'habitat ou indicateurs d'altération du type d'habitat.
--	--	---	--	--	---

Tableaux 12 : Seuils de l'indicateur « recouvrement des espèces nitrophiles ou eutrophes » selon l'état de conservation

En haut, pour les méthodes utilisant des notes, en bas pour les méthodes à évaluation directe

Ce que l'on peut retenir de la synthèse des études scientifiques pour notre objectif d'intégrer l'eutrophisation dans une méthode d'évaluation de l'état de conservation :

Il est évident que ce processus a un impact important sur toutes les végétations que nous ciblons et que des espèces « typiques » liées à l'eutrophisation semblent pouvoir être repérées pour évaluer l'état de conservation (voir Tableau 11). Ces résultats nous amène à nous interroger sur la façon de prendre en compte ces espèces dans la définition d'indicateurs, puis dans l'analyse de nos données :

- sera-t-il possible de prédéfinir un groupe d'espèces indicatrices puisque plusieurs études ont déjà été réalisées sur les pelouses d'altitude ? Sont-elles bien indicatrices pour toutes les végétations visées par notre étude, puisque nous n'avons pas trouvé d'études ciblant les pelouses à séslerie ou les combes à neige ?
- Faudra t'il définir deux indicateurs différents ciblant les effets d'une fertilisation limitée qui favorise le développement des espèces eutrophes et d'une forte fertilisation qui favorise les espèces nitrophiles ?

Comme l'eutrophisation conduit à une évolution des groupements végétaux, il paraît aussi opportun d'analyser la totalité du gradient en échantillonnant aussi des habitats eutrophes, afin de mieux définir les seuils entre pelouse en état de conservation dégradé et habitats eutrophes ; il nous a semblé en revanche inutile d'échantillonner les groupements extrêmes que sont les reposoirs.

Ces résultats montrent enfin que la richesse spécifique n'est pas un bon indicateur des stades d'eutrophisation puisque les tendances varient selon les milieux. Concernant les milieux présentement étudiés, on peut s'attendre à avoir une diminution de la richesse spécifique avec l'eutrophisation pour les pelouses généralement riches en espèces (queyrellins, pelouses en gradin), mais une évolution en cloche pour les milieux oligotrophes généralement moins diversifiés naturellement (nardaies, combes à neige).

² l'Espagne préconise de coupler ces indicateurs de végétation à des analyses annuelles de sol, notamment pour évaluer l'évolution de la ressource minérale

1.3.3- La dégradation physique du couvert végétal

→ Origines :

La végétation d'alpage est soumise à de nombreuses sources de dégradation physique, tant par les travaux d'aménagement réalisés par l'Homme, que par la faune sauvage (marmottes, campagnols, sangliers...), ou le piétinement des troupeaux.

En altitude, les différentes opérations de minages et de terrassements, destinées à remodeler la topographie pour faciliter et sécuriser la pratique du ski conduisent, dans la majorité des cas, à un décapage et un remaniement de la couche superficielle des sols et à un déficit important de matière organique. Les autres travaux de création de pistes, de bâtiments... impliquant le passage d'engins produit les mêmes effets même s'ils sont plus localisés (Labonne– Pastor'Alpes, ?).

Les sangliers fouillent les premiers centimètres de sol à la recherche de nourriture, notamment dans les types de pelouse à sol frais bien fumé (prairies de fauche, mais aussi des pelouses avec une bonne densité en tubercules comme les crocus (Bletton – Pastor'Alpes, ?).

Les pullulations de campagnols qui consomment les systèmes racinaires des plantes peuvent aboutir à une mortalité très importante des espèces herbacées présentes dans la prairie, et en outre, les quantités de terre rejetées lors du creusement de leurs galeries créent des micro-reliefs de terre nue (Bletton – Pastor'Alpes, ?).

Les marmottes quand à elles creusent des trous et sortent de grands volumes de terre et de déblais pierreux qui peuvent s'étendre sur plusieurs m² autour de l'entrée du terrier. Les marmottières (dômes de terre à multiples entrées) atteignent des hauteurs de 50-60 cm et des diamètres de 1,5 à 2 m à la Sassièrè ou à la Rocheure (Rodrigue, 1992 in Bletton – Pastor'Alpes, ?), des volumes de 1 m³ pour les plus récentes à plusieurs m³ pour les plus anciennes. Les volumes de terre excavée par les marmottes peuvent être importants : dans la réserve de la Sassièrè, ces évaluations sont comprises entre 1,2 et 5,7 m³ par hectare. La terre ainsi sortie est étalée sur l'herbe (Bletton – Pastor'Alpes, ?).

La concentration des troupeaux domestiques comme celle des grands herbivores sauvages sur des surfaces pâturables réduites peut fortement affecter la richesse floristique, le couvert herbeux et le sol par tassement (collectif, 2011); on peut le vérifier à plus forte raison sur les versants alpins et subalpins où les pentes, la nature des sols et la fragilité de nombreuses formations végétales sont plus accentuées.



Les zones les plus à risque en lien avec les pratiques pastorales sont (Savini et al, 1993 ; Peglion, 2017) :

- près des parcs de contention, dans les cas où ceux-ci sont permanents. Le piétinement à l'entrée et à la sortie des enclos est bien visible et, au cours de la période d'utilisation, peut s'aggraver en créant des voies d'écoulement préférentielles pour l'eau en cas de pluies prolongées ou d'orages, jusqu'à déclencher des phénomènes érosifs avec une perte du couvert herbeux.
- Les zones habituelles de chôme ou les couchades et leurs abords.
- Autour des points d'attraction tels que les points d'eau, quand la disponibilité de l'eau n'est pas suffisante. C'est le cas de petits lacs alpins ou de sources d'eau ou d'abreuvoirs, souvent identifiés comme seuls points d'eau pour les zones utilisées et généralement placés dans des formations végétales fragiles qui ne supportent pas des charges instantanées élevées. Les pierres à sel constituent aussi des points d'attraction ponctuels.
- Pour l'élevage bovin laitier, les emplacements de la machine à traire génère aussi des zones de concentration qui, si la machine n'est pas changée de place régulièrement, entraîne le sur-piétinement des secteurs alentours.

- Sur les versants à forte pente caractérisés par des formations en gradins, la présence de zones dénudées est naturelle, en lien avec les actions du gel-dégel quotidien qui affectent les sols et empêchent la végétation de s'installer. Néanmoins ces phénomènes naturels sont complétés et amplifiés par les piétinements caractéristiques le long des courbes de niveau consécutifs aux passages répétés du troupeau qui engendrent des discontinuités dans le couvert herbeux, mis en évidence par l'apparition du sol nu et par le déchaussement des touffes de graminées ou leur basculement puis leur nécrose ultérieure, allant jusqu'à la création d'un réseau de chemins de terre (drailles). Ce phénomène peut déclencher des dynamiques d'instabilité des versants, comme par exemple, le roulement de pierres, l'effondrement des gradins puis le glissement de terrain pendant les périodes pluvieuses, le déclenchement d'avalanches pendant la saison hivernale (Battaglini et al., 2014 ; Evin, 2005 ; Lécivain, 2007).
- Les points de passage obligés, qui commandent certains accès, au niveau du franchissement d'un obstacle, un torrent, un ravin ou une barre rocheuse, de même que les couloirs naturels ou les coulées des animaux sauvages dans les landes (Lécivain, 2007).

→ *Impacts généraux du sur-piétinement ou des travaux de génie civil sur les végétations :*

Même si les techniques ont évolué, **les travaux de génie civil conduisent le plus souvent à la destruction de l'habitat d'origine** (Lavorel & Crouzat, 2018), **plus qu'à une dégradation de l'état de conservation**, même si des travaux de restauration et de revégétalisation sont engagés. Les passages répétés des engins induisent une compaction des couches superficielles des sols. Les sols, en fonction de leur nature, voient leur perméabilité diminuer, ce qui affecte les taux de ruissellement et d'infiltration et tend à favoriser les phénomènes érosifs et la formation de déblais mobilisables (Lavorel & Crouzat, 2018).

Les effets du piétinement sur la végétation varient selon les espèces de grands herbivores et augmentent avec leur taille (Cumming et Cumming 2003 ; Hobbs et Searle 2005 in Levebvre, 2016). Contrairement aux idées reçues, ces effets ne dépendent pas directement de la pression exercée au sol par les herbivores. En effet, la taille des herbivores est proportionnelle à celle de leurs sabots, et la pression exercée au sol par unité d'aire est donc identique quelle que soit la taille des herbivores (Cumming et Cumming, 2003 in Levebvre, 2016). Par contre, la taille des herbivores est inversement proportionnelle à celle de leurs pattes. Ainsi, les herbivores de grande taille font des pas relativement plus courts que les petits herbivores et piétinent donc proportionnellement une plus grande surface pour parcourir une même distance (Cumming et Cumming, 2003).

Le sur-piétinement lorsqu'il crée des sentiers avec sol nu a un impact direct sur les caractéristiques du sol de ces drailles : ils ont des régimes d'humidité et de température plus extrêmes, les concentrations et le stock total de carbone organique du sol sont nettement inférieurs à ceux de la pente végétalisée et la densité du sol augmente, tandis que la concurrence entre les plantes peut être réduite (Hiltbrunner et al., 2012 ; Conradi et al., 2015). L'abondance des micro-organismes du sol, notamment les champignons, est 30% plus faible dans les sols nus que dans les zones végétalisées, ce qui a très probablement des conséquences négatives sur la stabilité des sols nus, car les champignons jouent un rôle important dans la formation des agrégats du sol et sur le fonctionnement de l'écosystème dans sa globalité (Martinez-Almoyna et al., 2020).

Le passage répété de personnes, d'engins ou d'animaux crée des sentiers parce que les plantes sont d'abord pliées, puis cassées et finalement tuées. La hauteur de la végétation est un indicateur important de l'impact du piétinement, les réductions de hauteur se produisant rapidement avec des intensités d'utilisation croissantes (Cole, 1995 ; Cole et Monz, 2002 ; Pickering & Growcock, 2009). La longueur de la tige est souvent réduite et la ramification prostrée a tendance à augmenter en raison des dommages fréquents aux bourgeons terminaux (Liddle, 1997 in Cole et Monz, 2002 ; Peglion, 2017). La reproduction et l'établissement de plants peuvent être limités à la fois par l'absence d'une banque de diaspores et par le manque de sites sûrs pour la germination et le développement des juvéniles (Klug et al., 2002 in Cole et Monz, 2002), mais à l'inverse,

l'apparition d'espèces envahissantes peuvent être favorisées (voir chapitre suivant). Si le piétinement se poursuit, le couvert végétal, et éventuellement les couches supérieures du sol plus friables, sont déstructurés puis érodés par le vent et l'eau de ruissellement.

La vulnérabilité des communautés végétales de haute altitude au piétinement varie. Willard et Marr (1970), Pickering & Growcock (2009), Cole (1995), Cole et Monz (2002) ou Whinam & Chilcott (2003) classent les types de végétation selon leur sensibilité croissante ou résistance décroissante : les pelouses dominées par les graminées et les laïches (les pelouses à graminoides à touffes hautes étant les plus vulnérables que celles à graminoides à touffes basses) > les pelouses dominées par les plantes en rosettes > les landes (celles à arbustes dressés > arbustes rampants) et végétations avec des formes en coussin > les végétations luxuriantes. Cole (1995) suggère aussi que certains types de végétation résistantes ont néanmoins des seuils de vulnérabilité. Ils sont capables de résister aux dommages tant que l'intensité du piétinement est faible. Une fois que les intensités de piétinement dépassent ces seuils, les dommages se produisent et augmentent à mesure que le piétinement augmente. Les modèles mathématiques qui correspondent le mieux à la relation entre l'intensité de piétinement et la couverture végétale relative sont généralement des polynômes de second ordre et la curvilinéarité des modèles diminue avec la résistance de la végétation (voir Figure 7 ci-contre issu de Cole, 1995). Whinam & Chilcott (2003) montrent de plus un effet retard sur la perte de couvert végétal qui atteint son maximum 6 à 12 mois après le piétinement. Ils montrent également que ces dégradations sont durables après arrêt du piétinement, surtout lorsque le piétinement est important : deux ans après l'arrêt du piétinement, il y a une petite récupération du couvert végétal après 30 et 100 passages par an appliqués pendant trois ans, mais aucune preuve de récupération aux traitements après 500 passages.

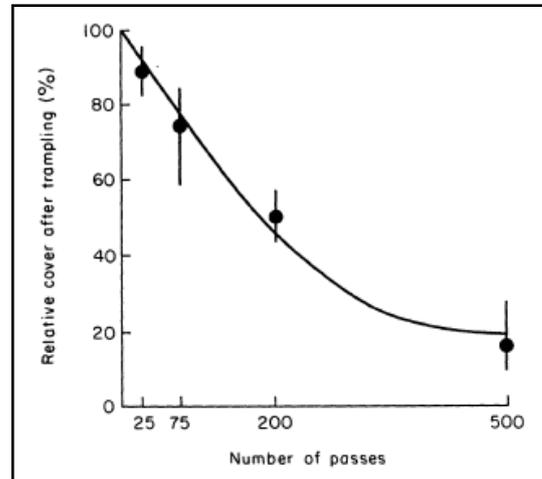


Figure 7 : Couverture végétale relative après piétinement par rapport au nombre de passages pour le type de végétation à *Vaccinium scoparium* au Colorado.

La meilleure équation d'ajustement était $Y = 100 - 0,339X + 0,00036X^2$, $r^2 = 0,93$.

Liddle (1975 in Cole, 1995) a suggéré le nombre de passages nécessaires pour réduire de 50% le couvert végétal comme indice de vulnérabilité relative.

Quelques exemples plus détaillés peuvent être donnés pour illustrer les impacts sur des pelouses concernées par notre étude :

Les pelouses thermiques de l'alpin sont caractérisées par une forte intensité des perturbations de type physique, mobilité du substrat notamment. Le couvert végétal y est naturellement plus faible, l'aspect discontinu de la matrice des graminoides dominants est très marqué. L'agencement des plantes en patch est conditionné majoritairement par la facilitation par effet nurse exercée par les graminées dominantes au profit des espèces subordonnées. L'amélioration locale de l'habitat sous le couvert graminéen est sûrement multifactorielle, mais la stabilisation du substrat semble être déterminante (Choler, 2002). **Les pelouses à *Kobresia* étudiées par Willard et Marr (1970) résistent ainsi plutôt bien aux perturbations. Cependant, une fois le couvert végétal déstructuré, les processus d'érosion enlèvent généralement tout l'horizon du sol enrichi en humus et laissent une surface recouverte de gravier grossier. La succession secondaire vers le peuplement climacique à *Kobresia* est alors particulièrement lente.** Les mêmes auteurs et Bell & Bliss (1973) ont trouvé également que **la végétation des combes à neige s'est révélée très vulnérable et que les plantes résistantes dans d'autres communautés sont plus sensibles dans la végétation de combe à neige.**

L'impact du piétinement touristique a aussi été étudié par Grabherr (1982) dans des pelouses à *Carex curvula*. La biomasse végétale est ainsi particulièrement impactée :

- un piétinement modéré entraîne une diminution jusqu'à 50% de la biomasse d'origine ; cette diminution initiale marquée est causée principalement par la haute sensibilité des lichens, et de quelques autres espèces (voir plus loin).
- l'augmentation graduelle du piétinement induit ensuite une baisse moins rapide, et même sous un fort piétinement, la biomasse ne descend pas en dessous de 20 % de la valeur d'origine ; il ne reste alors que des feuilles de *Carex curvula*, avec quelques *Ligusticum* et une quantité presque négligeable d'autres espèces. *C. curvula* est néanmoins affecté par une diminution de la production par individu, et par une disparition partielle.

La résistance globale de ce type de végétation est élevée et tant que les espèces qui contribuent le plus au système racinaire (environ 80% pour *Carex curvula*) persistent, le danger d'érosion est faible (Körner, 1980 in Grabherr, 1982). Mais si la pelouse se dégrade, le taux de récupération est très faible et lent, car les espèces dominantes se reproduisent peu par graines mais principalement de manière végétative. Or, le taux de propagation du rhizome de *C. curvula* est de 9 mm en 10 ans (Grabherr et al., 1978 & Grabherr, 1979 in Grabherr, 1982), ce qui permet d'estimer qu'une restauration naturelle de ces végétations prendrait des centaines voire des milliers d'années (Williams et Marr, 1971 ; Grabherr, 1982).

Pour d'autres types de végétation, la capacité de restauration naturelle dépend de la capacité des plantes à produire des diaspores ; or la plupart des espèces de communautés végétales subalpines / alpines produisent manifestement des quantités relativement faibles de graines viables et ne forment que des banques de graines transitoires ou à courte durée de vie (Klug et al., 2002). Klug et al. (2002) ont montré que **de nombreuses espèces échouent à l'étape difficile de la germination et de l'établissement des semis sur les sentiers** parce que :

- leurs diaspores (relativement grandes) ne se disséminent pas sur de grandes distances ;
- elles restent proches de la surface du sol, où elles peuvent être détruites ou emportées avant la germination (par exemple, *Persicaria vivipara*), en particulier sur les pentes raides où l'érosion commence plus tôt et va plus en profondeur ;
- elles peuvent ne pas rencontrer des conditions favorables (sol tassé sans porosité suffisante) ;
- leurs plants sont trop délicats pour résister au piétinement (*Leontodon hispidus* et bien d'autres), alors que *Potentilla aurea*, *Poa alpina* et *Homogyne spp.* ont pu repousser à partir de minuscules fragments de racine ou de rhizome dans leurs expériences en laboratoire.

Avec l'augmentation de la profondeur du sol, non seulement un nombre décroissant de diaspores peut être observé, mais également une diversité décroissante d'espèces. De très petites graines, comme *Sagina procumbens* ou *Calluna vulgaris* peuvent pénétrer dans des couches de sol plus profondes et constituer une banque de graines persistante.

Les résultats de Bell & Bliss (1973) ou Wen et al. (2013) sur des végétations de combe à neige et de pelouses en gradins vont dans le même sens. Les changements de productivité étaient

parallèles aux changements de taux de couverture, tous deux en baisse exponentielle. Les sentiers créés dans les modalités à fort et très fort piétinement sont restés visibles un an après avoir été piétinés dans les deux communautés. Ceux des végétations en gradins étaient plus visibles, et dans cette communauté, les sentiers étaient légèrement visibles un an après seulement 60 passages. Les mesures de la couverture indiquent également une récupération plus rapide dans la communauté des combes à neige.



Encadré sur le rôle de la végétation dans la protection contre l'érosion hydrique de surface (extraits de Rey et al., 2004) :

Il est généralement admis que la végétation peut constituer un moyen de lutte efficace contre l'érosion et il existe ainsi une grande quantité de références à ce sujet dans la littérature scientifique et technique. La végétation peut intervenir contre l'érosion hydrique de surface de deux manières principales :

- elle peut empêcher l'ablation du substrat, par réduction de l'énergie des agents érosifs et maintien des sols : la végétation joue un rôle d'interception des gouttes de pluie, grâce aux parties aériennes des plantes. Cette interception est fonction de la densité de la surface foliaire et de la structure du couvert végétal. La végétation permet surtout de maintenir les sols grâce aux systèmes racinaires. Les végétaux permettent, en effet, d'améliorer la cohésion des sols et donc de renforcer leurs propriétés mécaniques.

- elle peut favoriser la sédimentation, en retenant les sédiments érodés plus à l'amont : la végétation permet de lutter contre le ruissellement, en augmentant l'infiltration de l'eau. Elle constitue pour cela un écran à la surface du sol, barrant le cheminement des filets d'eau. L'architecture individuelle des plantes ou des associations de plantes joue à ce titre un rôle important. La régulation hydrologique jouée par la végétation a ainsi pour effet de diminuer la quantité, la concentration et le débit du ruissellement.

L'herbe présente notamment la particularité de bien recouvrir le sol et ainsi d'offrir de bonnes possibilités de stockage d'eau en profondeur.

Il est souvent admis que, sur un versant partiellement végétalisé, les zones dénudées peuvent être soumises à l'érosion, alors que les zones végétalisées sont protégées. Des études menées à l'échelle du bassin versant ont montré qu'en général l'érosion diminue quand la couverture végétale augmente. Des résultats similaires ont été obtenus sur des surfaces plus réduites, celles du versant de quelques ares par exemple.

Il a été observé que l'érosion augmentait avec l'intensité du pâturage, responsable d'une disparition partielle de la couverture végétale et d'un tassement des sols selon leur granulométrie.

Heathwaite et al. (1990) expliquent qu'un pâturage intensif peut mener à une réduction de l'infiltration de l'eau dans les sols de plus de 80%, augmentant ainsi le ruissellement d'un rapport de 1 à 12 par rapport à des terrains similaires non pâturés. La densité de la couverture végétale permet en général de déterminer s'il y a ruissellement ou pas : jusqu'à 70% de couverture végétale, l'eau ruisselle en grande partie ; au-delà, l'eau percole et ne ruisselle plus, sauf s'il y a saturation des sols. En dessous de 70 %, la répartition de la végétation joue un rôle : pour une même densité, une répartition homogène de la végétation permet de maintenir un ruissellement diffus, alors qu'une répartition par plaques peut favoriser la concentration du ruissellement.

Une valeur de 40% a été avancée par McIvor et al. (1995) comme couverture végétale minimale à maintenir ou installer sur des terrains érodables pour une maîtrise significative de l'érosion.



Que peut-on tirer de ces études vis à vis de l'impact du sur-piétinement ou des travaux sur les pelouses d'altitude ?

→ **sur la composition en espèces et sur la biodiversité :**

L'effet du sur-piétinement animal ou touristique sur la biodiversité des pelouses a été étudié dans plusieurs pays étrangers en contexte de montagne, mais peu dans les Alpes ; les résultats synthétisés par la suite sont donc à prendre avec réserves, car peut-être pas entièrement transposables. Des études sur les impacts du piétinement dans la toundra arctique, antarctique et alpine montrent que la richesse et la diversité des espèces de plantes vasculaires peuvent parfois diminuer sur et près des sentiers (Gremmen et al., 2003 ; Crisfield et al., 2012 in Jägerbrand & Alatalo, 2015, Pickering & Growcock, 2009, Klug et al., 2002), mais pas toujours (Monz, 2002 ; Hill

et Pickering, 2006 ; Crisfield et al., 2012] in Jägerbrand & Alatalo, 2015). Cole et Monz (2002) montrent ainsi que **la composition floristique des pelouses dominées par les graminoides ou les végétations dominées par les plantes herbacées emmêlées, rampantes ou en rosettes était relativement constante**. Les effets du piétinement sur la richesse et la diversité des espèces de bryophytes et de lichens ont été examinés (Gremmen et al. 2003 in Jägerbrand & Alatalo, 2015), et les impacts sur l'abondance et le couvert varient. L'abondance des bryophytes et des lichens peut être réduite (Grabherr, 1982 ; [Monz, 2002 ; Pertierra et al., 2013] in Jägerbrand & Alatalo, 2015) ou augmentée (Törn et al., 2006 ; Gremmen et al., 2003 in Jägerbrand & Alatalo, 2015), et il peut y avoir une réduction retardée de l'abondance des bryophytes (Törn et al., 2006 ; Jägerbrand & Alatalo, 2015).

Les lichens terricoles semblent particulièrement affectés par le piétinement soit de manière directe par destruction, soit indirecte par la dégradation des conditions écologiques de leur maintien à savoir l'augmentation de la densité apparente du sol, la perte d'humus et la diminution de la couverture végétale (Grabherr, 1982). **Le piétinement a ainsi un effet négatif sur la diversité totale des lichens du sol et la diversité de leurs formes de croissance** ([Ahti 1959 ; Klein 1987 ; Helle et Aspi 1983 ; Joly et al., 2009] in Rai et al., 2012). Par exemple, l'effet à long terme du piétinement touristique sur une prairie à haute altitude (*Caricion curvulae*) dans les Alpes tyroliennes a été étudié par Grabherr (1982). Il a pu définir des listes d'espèces selon leur sensibilité au piétinement :

- **Très sensibles : *Cetraria islandica* et probablement tous les lichens fruticuleux** ; un piétinement même modéré diminue considérablement la fréquence des espèces, un fort piétinement provoque leur disparition. La haute sensibilité des lichens fruticuleux est limitée aux périodes de dessiccation pendant lesquelles les lichens deviennent cassants et facilement écrasés.
- **Sensibles : lichens crustacés, mousses, *Tanacetum alpinum*, (*Scorzoneroides pyrenaica*), *Phyteuma hemisphaericum*, graminées à feuilles larges (*Avenochloa versicolor*, *Poa alpina*, *Anthoxanthum alpinum*)** ; un fort piétinement abaisse leur fréquence, mais seul un très fort piétinement provoque leur disparition. Klug et al. (2002) ajoutent *Thymus praecox* subsp. *polytrichus*, *Dryas octopetala* et *Carex sempervirens*.
- **Modérément sensible : *Gnaphalium supinum*, graminées à feuilles étroites (*Oreochloa disticha*, *Festuca halleri*, *Agrostis rupestris*)** ; seul un piétinement très important réduit considérablement leur fréquence. Klug et al. (2002) ajoutent *Festuca rubra* s.l., *Deschampsia cespitosa* et *Potentilla aurea*, voire certaines espèces d'alchémille.



Les espèces dominantes *Carex curvula* et *Ligusticum mutellina* sont inversement tolérantes au piétinement et ne disparaissent pas complètement même soumises à une forte fréquence touristique et aucune espèce caractéristique de la flore typique des zones piétinées de plaine ou des altitudes modérées comme *Plantago major*, *Lolium perenne*, *Poa annua* ou *Poa supina* colonise ces pelouses à *Carex curvula* (Bell & Bliss, 1973 ; Grabherr, 1982). P. Choler (2002) indique aussi que le développement des espèces compagnes dans les pelouses à *Carex curvula* est très dépendant du régime de perturbation, en particulier celles de moyenne intensité provoquées par un pâturage extensif ou par la faune sauvage. Tout semble indiquer qu'une perturbation modérée de la matrice de *Carex curvula* par le piétinement favorise le développement de ces espèces compagnes**. C'est le cas pour une étude où certaines espèces augmentent en abondance (par exemple, *Juncus trifidus*, Pryor, 1985 in Cole et Monz, 2002).**

Les résultats de Bell & Bliss (1973) sur des végétations de combe à neige et de pelouses en gradins vont dans le même sens. La couverture et les changements de production annuels ont révélé que le piétinement réduit considérablement la quantité de plantes vivantes, notamment les lichens, avant que les effets ne soient particulièrement perceptibles par création de sol nu.

Conradi et al. (2015) montrent que pour des pelouses calcaires, la richesse en espèces et le nombre d'espèces spécialistes de l'habitat n'ont pas été affectés par les différentes intensités de piétinement, à l'exception du sentier lui-même. La raison évoquée par ces auteurs est que les espèces de pelouses calcaires sont adaptées aux perturbations régulières, car ces écosystèmes semi-naturels sont maintenus par une fauche ou un pâturage (bi)annuel depuis plusieurs siècles (Poschlod et Wallis DeVries 2002 in Conradi et al., 2015). Néanmoins, la différence la plus notable le long de leur gradient d'intensités de piétinement était dans la composition en espèces, au moins à proximité immédiate du sentier (<1,5m). Les communautés sur les sentiers étaient dominées par des espèces avec une surface foliaire spécifique (SLA) inférieure, ce qui correspond aux études précédentes qui avaient montré que les espèces à feuilles molles sont plus vulnérables au piétinement que les espèces à feuilles plus dures ([Marion et Cole, 1996 ; Roovers et al., 2004] in Conradi et al., 2015). De plus, les communautés sur et à proximité des sentiers étaient caractérisées par des espèces avec une capacité de dispersion au vent plus élevée, des graines plus petites mais plus nombreuses et une plus grande longévité des graines dans la banque de graines du sol, ce qui leur permet de coloniser des sites fréquemment perturbés. Aucune espèce rudérale ou non indigène n'a été trouvée dans l'étude alors que c'est un bon indicateur pour de nombreux habitats (Peglion, 2017).

Enfin, l'enneigement artificiel des pistes de ski, qui se développe de plus en plus en complément des travaux et du damage, influence également la végétation en modifiant la phénologie des plantes puisque le déneigement est plus tardif, et au bout de plusieurs années en modifiant leur composition (développement d'espèces des combes à neige ou à développement tardif au détriment des espèces adaptées au déneigement précoce) avec une baisse globale de la biodiversité (Wipf et al., 2005). Le damage des pistes de ski diminue la vitalité des communautés végétales des milieux ouverts notamment par une plus forte exposition au gel, aux dommages mécaniques et aux maladies (Lavorel & Crouzat, 2018).

Les études montrant les effets du piétinement ou des travaux sur la faune sont rares. Elles ont ciblées majoritairement les effets du surpâturage dont le piétinement est un des facteurs (voir chapitre 1.3.7). Néanmoins, les orthoptères, qui sont sensibles à la structure de la végétation et au surpâturage, s'accommodent bien des milieux végétalisés même s'ils ont été artificialisés. Ainsi, Puissant & Voisin (1998) ont observé que les pistes et les remontées de ski végétalisées, qui sont influencées de plus par un pâturage léger et extensif, abritent une communauté d'orthoptères tout à fait comparable à celle que l'on peut rencontrer dans une prairie naturelle non surpâturée et dégradée.

→ sur la nature des groupements végétaux

Aucune étude n'a montré d'évolution des types de végétation en lien avec un sur-piétinement.

A noter aussi que Bornard et al. (2006) distingue certains types de pelouses sur des critères de recouvrement de sol nu naturel, par exemple le type « pelouses à dryade à 8 pétales » (SA3) se distingue des autres pelouses calcaires thermiques par leur caractère ouvert (sol nu de 10 à 40%).

→ sur l'état de conservation

Les méthodes d'évaluation actuellement élaborées, soit au niveau national soit plus localement, soit dans d'autres pays européens, n'utilisent pas tous d'indicateur spécifique axé sur la composition floristique. La dégradation du couvert végétal en lien avec des facteurs « naturels » comme la surpopulation de faune sauvage ou « anthropique » comme la surfréquentation humaine, est plutôt intégré dans le groupe des indicateurs caractérisant les altérations. Par

exemple, Maciejewski et al. (2015) propose un système de points pour évaluer ces altérations à l'échelle d'un polygone (Tableau 13) :

Atteintes au niveau de l'unité	Points
rat taupier 0-10 % (ou nombre de trous) de la surface	1
rat taupier > 10 % (ou nombre de trous) de la surface	2
sol non végétalisé dont les causes ne sont pas édaphiques	2
tassement dû à des engins 0-5 % de la surface	1
tassement dû à des engins > 5 % de la surface	2
Autres atteintes ponctuelles (place à fumier, dépôts d'ordures...)	1

Tableau 13 : Grille de points selon le type de dégradation du tapis végétal (in Maciejewski et al., 2015)

Ces points liés aux atteintes sont ensuite convertis en points utilisés pour calculer la note d'état de conservation (Tableau 14) :

Somme des points des atteintes relevées = 1	-5
Somme des points des atteintes relevées = 2	-10
Somme des points des atteintes relevées = 3	-15

Tableau 14 : Grille de points selon le type de dégradation du tapis végétal (in Maciejewski et al., 2015)

En Aragon, le système de notation par points est aussi utilisé pour évaluer l'état de conservation, avec la définition de deux indicateurs qualitatifs (Tableau 15) :

Méthodes	Habitat concerné	Indicateur	Seuil (note EC)	Seuil (note EC)	Seuil (note EC)
Aragon	6230	Altération physique du sol	aucune perturbation de la structure physique (10)	Il y a des perturbations, mais elles sont mineures et n'augmentent pas (5 pts)	Il existe des perturbations importantes (étendues, intenses ou très fréquentes) ou mineures mais en augmentation (-40 pts)
		Structure horizontale	Le pourcentage de couverture des plantes vasculaires est maintenu ou augmenté (10)		Le pourcentage de couverture des plantes vasculaires diminue, le pourcentage de couverture du sol nu augmente (0)

Tableau 15 : Seuils des indicateurs liés au piétinement selon l'état de conservation en Aragon

Pour certaines autres méthodes d'évaluation, un indicateur de taux de « recouvrement de sol nu » et de « recouvrement des espèces rudérales » avec des seuils définis à dire d'expert, comme pour les autres facteurs de dégradation, est proposé (Tableau 16) :

Méthodes	Habitat concerné	Indicateur	EC bon	EC moyen	EC défavorable
Poirel, 2013	6210	Recouvrement de sol nu	< 5%	5-10 %	> 10 %
CEN L-R,2007	6230	Recouvrement de sol nu	< 10 %	10 - 20 %	> 20 %
		Perturbations liées retournement, fréquentation	Aucune	Mineures	Majeures

		d'engins, sur-piétinement, dégâts de sangliers			
CEN L-R (Lozère), 2012	6230	Recouvrement sol nu (hors pierres)	< 10 %	10 - 20 %	> 20 %
	6210	Recouvrement des espèces rudérales	< 1 %	1-10 %	> 10 %
		Dégradations liées à la circulation d'engins... (en % surface impactée)	< 1 %	1-10 %	> 10 %
Korzeniak, 2015	6230	Pas d'indicateur			
Mróz, 2017.	6210	Pas d'indicateur			
Espagne	6230	Perturbations de la structure du sol (piétinement du bétail ou des personnes, frottement des sangliers, pratiques sylvopastorales)	pas de modification	présence non significative	> 5%

Tableau 16 : Seuils des indicateurs « recouvrement de sol nu » liés au piétinement selon l'état de conservation

Ce que l'on peut retenir de la synthèse des études scientifiques pour notre objectif d'intégrer l'impact du sur-piétinement ou des travaux dans une méthode d'évaluation de l'état de conservation :

Il est évident que ce processus a un impact important sur toutes les végétations que nous ciblons. Un gradient d'intensité de piétinement impacte donc les végétations selon l'ordre suivant :

- une diminution de la hauteur de la végétation ;
- une diminution de la couverture de la végétation ;
- des changements de composition floristique, modestes lorsque les végétations sont résistantes et naturellement peu diversifiées, plus nettes pour des végétations naturellement diversifiées ;
- la création de sol nu qui peut entraîner des phénomènes d'érosion, et alors bloquer la restauration naturelle.

En appliquant la hiérarchisation de la résistance des différents types de végétation au piétinement aux pelouses étudiées, nous pouvons proposer le classement suivant (Tableau 17) :

Pelouses résistantes au piétinement, mais avec très faible capacité de restauration naturelle	Pelouses « intermédiaires » pour la résistance au piétinement et avec <i>a priori</i> une bonne capacité de restauration naturelle	Pelouses très sensibles au piétinement mais avec meilleure capacité de restauration naturelle
- Pelouses des crêtes ventées : pelouses à <i>Carex curvula</i> , à <i>C. myosuroides</i> - Pelouses calcaires subalpines à Sésliérie	- nardaies - pelouses à fétuque paniculée	- Pelouses de combe à neige

Tableau 17 : Types de pelouses alpines et subalpines classées selon leur résistance au piétinement

Pour les pelouses alpines et subalpines, il ne semble pas y avoir d'impact majeur en termes de composition floristique, ou alors seulement localisé dans les premiers mètres autour des zones piétinées. Seules quelques espèces semblent être impactées, comme les lichens fruticuleux, mais nous n'avons pas prévu dans notre protocole de noter spécifiquement ces espèces, et nos relevés

ne pourront cibler spécifiquement les bordures de cheminements. Aucune espèce rudérale ou autre ne semble non plus être favorisée par le piétinement et la mise à nu du sol. Au final, il ne sera donc pas évident que notre méthode de travail axée sur les espèces « typiques » puisse aboutir à des proposition de grille d'évaluation. C'est la raison pour laquelle nous avons aussi opté pour la notation du recouvrement du sol nu, afin de nous laisser la possibilité de définir des seuils en comparant nos évaluations de l'état de conservation à dire d'expert.

Ces résultats montrent enfin que la richesse spécifique pourrait être un bon indicateur des pelouses sur-piétinées puisque l'impact sur cet indicateur semble intervenir avant la création de sol nu. Tous les types étudiés semblent sensibles avec une perte d'espèces, au moins à proximité des sentes. Néanmoins, comme notre protocole ne pourra pas cibler spécifiquement ces surfaces très localisées, il faudra probablement regarder aussi la baisse de fréquence des espèces. Il faudra aussi tenir compte du fait que la quasi totalité des pelouses d'altitude du parc sont fréquentés depuis des décennies par les troupeaux, et que de ce fait l'état actuel des pelouses est déjà impacté par le piétinement diffus. Pour évaluer l'effet de ce piétinement récurrent, il faudrait avoir dans l'échantillonnage un nombre suffisant de points sans usage pastoral depuis longtemps, ce qui est impossible en Vanoise. Pour toutes ces raisons, il ne sera donc peut-être pas évident de définir les seuils à partir desquels on jugera que le piétinement a un effet suffisant pour modifier l'évaluation de l'état de conservation.

1.3.4- Le développement d'espèces monopolistes, envahissantes ou invasives

Voir définitions dans le glossaire

→ *Origines* :

Les espèces invasives ou espèces exotiques envahissantes (EEE) apparaissent à cause de l'homme. Elles modifient fortement l'écosystème et nuit à la diversité biologique. Les EEE sont considérées comme une des principales cause d'érosion de la biodiversité selon l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature)(UICN France, 2015).

Pour les espèces indigènes, certaines deviennent envahissantes ou monopolistes à la faveur de perturbations parfois inexplicables.

Plusieurs caractères communs prédisposent une plante à devenir envahissante ou invasive :

- un type biologique et un mode de dispersion très efficace ;
- une reproduction très importante : reproduction asexuée fréquente par bouturage, rhizome ou drageons, reproduction sexuée efficace ;
- un contrôle de la végétation en place par allélopathie et/ou une surface foliaire spécifique importante.

Les espèces invasives ont les particularités supplémentaires d'être exotiques, d'être capables de s'adapter et de résister aux perturbations et d'être sans prédateurs ni concurrents naturels.

Différents stades d'invasion sont distingués :

- phase de latence : l'espèce apparaît ;
- phase d'apparition : l'espèce augmente ses populations. (lié aux facteurs humains le plus souvent) ;
- phase de colonisation : l'espèce multiplie ses foyers de colonisation ;
- phase d'invasion puis d'intégration écologique : l'espèce se propage dans les milieux naturels et provoque des nuisances fortes.

Plus on avance dans ces stades et plus la lutte est difficile et coûteuse.

Les environnements froids à haute altitude et à haute latitude sont encore considérés comme résistants aux invasions biologiques. Cependant, le réchauffement climatique, le changement d'affectation des sols et la connectivité accrue qui en découle, augmentent le risque d'invasions biologiques dans ces environnements (Pauchard et al., 2016). **Actuellement, la présence d'EEE dans les prairies permanentes d'altitude française semble encore anecdotique.** Néanmoins, trois espèces végétales, parmi les plus récemment introduites dans les Alpes, sont en expansion

dans les prairies et les pâturages, au point de représenter un danger potentiel non seulement pour la végétation naturelle mais également pour l'activité agricole et, plus généralement, pour la population et pour les consommateurs. Ces trois espèces sont (Talichet et al., 2011) :

- **la berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*)** : l'espèce est monocarpique, car la floraison et la dissémination déterminent la mort de chaque individu. Normalement, dans les régions de montagne, une plante vit de 3 à 5 ans. Néanmoins, le pâturage freine le développement de l'individu et retarde l'avènement de la floraison, celle-ci pouvant se produire jusqu'à 12 ans après la germination. Un individu mûre arrive à produire jusqu'à 10.000 fruits. Cette espèce a d'excellentes capacités d'autofécondation, ce qui rend ainsi possible l'invasion d'une zone relativement étendue à partir d'un seul individu. Elle se reproduit seulement par semences. Au sol, la banque de graines n'est pas persistante, car la plupart des graines germent la première ou la deuxième année. Toutefois, environ 1% des graines restent dormantes pendant au moins trois ans.

La berce du Caucase colonise en montagne les mégaphorbiaies, les prairies pâturées et les prairies perturbées. En France, elle est notamment connue dans les Bauges et en Chartreuse à plus de 1000 m d'altitude.



- **la renouée du Japon hybride (*Reynoutria x bohemica*)** : elle se propage surtout par voie végétative, donnant de nouveaux individus à partir de rhizomes ou de fragments de la plante (il suffit de morceaux de 0,7 g de poids et 1 cm de longueur). La compétitivité de cette espèce est favorisée par certaines substances allélopathiques qu'elle sécrète dans le sol et qui limitent la croissance d'autres plantes. Le feuillage touffu donne également un ombrage qui élimine toutes les autres espèces : dans des zones très envahies seules quelques espèces arrivent à survivre (*Urtica dioica*, *Galium aparine*). La renouée du Japon est caractérisée par une implantation rapide, limitant le développement de la flore autochtone et déterminant une banalisation de la végétation de l'espace colonisé ainsi que la réduction de la biodiversité.

L'espèce est connue en Tarentaise (mais pas en Haute-Maurienne), surtout le long de l'Isère et de ses affluents, où elle monte à 1900m d'altitude sur Pralognan-la-Vanoise, en limite du cœur du Parc national !



- **le séneçon du Cap (*Senecio inaequidens*)** : la floraison du séneçon est très scalaire et dure longtemps, généralement d'avril à novembre. Un seul individu peut produire jusqu'à 30.000 fruits, des akènes dotés d'une aigrette plumeuse qui facilite la dissémination anémophile et la colonisation de nouveaux milieux. Le séneçon est une espèce très plastique, capable de croître et de se diffuser soit dans des espaces humides soit dans des milieux secs, tant sur des sols acides que sur des sols basiques. Cela lui permet de s'installer rapidement dans des habitats très disparates et jusqu'en altitude élevée : en Vallée d'Aoste des plantes ont été trouvées à plus de 1700 m et il met donc potentiellement en



péril les prairies et pâturages (effet toxique pour le bétail et l'homme). La banque de graines n'a pas une longue durée de vie puisque les graines ne restent actives dans le sol qu'au maximum 1 ou 2 ans, ou moins encore (6 mois) dans les couches superficielles. Le séneçon est capable de coloniser des milieux très perturbés. Il n'a pas encore été observé sur le territoire du parc.

A ces trois espèces, Talichet et al. (2011) ajoutent l'ambrosie, car des plantes ont été repérées jusqu'à 1000 m d'altitude dans le massif de la Chartreuse.

En montagne, plusieurs espèces indigènes sont considérées monopolistes (plante qui devient dominante en raison de sa forte capacité à accaparer l'espace et les ressources du milieu) et sont à ce titre jugées comme « mauvaises herbes » par les éleveurs (Dorioz, 1998), qui ont depuis très longtemps cherché à les éliminer. La pratique de lutte perdure encore de nos jours même si elle est plus anecdotique ; nous pouvons néanmoins remarquer que des MAEC et certains documents d'objectifs Natura 2000 permettent cette pratique de lutte (par exemple la mesure « HERB09 » des Bauges, le document d'objectifs du site « pelouses, forêts remarquables et habitats rocheux du Plateau de Sornin » ou le plan de gestion de l'Espace Naturel Sensible du Plateau de la Molière et du Sornin dans le Vercors). De nombreux guides techniques décrivent des moyens de lutte (Bletton, date inconnue) et des formations professionnelles sont organisées (Agridea, 2018). La colonisation puis le développement de la plupart de ces espèces sont favorisés par l'apparition de sol nu, en lien avec des travaux, des dégâts de la faune sauvage ou des troupeaux, car leurs graines y germent facilement (Bletton, date inconnue).

Ces espèces sont :

- **le vératre (*Veratrum album*)** : voir Schaffner et al. (2001) et Spiegelberger et al. (2006) :

Le vératre, espèce montagnarde indigène, est progressivement devenue une « mauvaise herbe » jugée envahissante par les éleveurs dans les prairies de montagne ; il a d'ores et déjà acquis le statut d'indésirable en France, Autriche, Allemagne, Italie, Suisse et Slovénie. Des colloques européens sur la gestion des prairies en 1988 et 1991 ont même consacré une part de leurs travaux à réfléchir sur les moyens de lutter contre cette espèce.

La germination des graines issues de la reproduction sexuée donne naissance à des plantules qui s'installent dans les prairies à la faveur de micro-espaces vides dans le couvert végétal. La croissance est ensuite très lente les deux années suivantes. De ce fait, cette phase du cycle de vie rend le vératre très sensible notamment au piétinement du bétail dans les prairies.

Le vératre présente toutes les caractéristiques d'une espèce potentiellement envahissante :

- un rhizome puissant qui lui procure une remarquable longévité puisqu'on estime que certaines colonies dépassent le siècle ! le rhizome compense la disparition des plantes disparaissant après floraison en élaborant un à trois bourgeons latéraux à la place du bourgeon terminal qui, au printemps suivant, vont élaborer chacun une nouvelle pousse mais « sur les côtés » cette fois. Ainsi le rhizome se ramifie progressivement, quoique lentement, au gré des floraisons ; il se forme ainsi des clones de pousses un peu espacées de quelques dizaines de centimètres au plus mais étroitement liées en fait par leurs origines. Il en résulte un aspect bien typique des peuplements de vératre en vastes colonies plutôt agrégées. Le rhizome lui permet d'être résistant à la fauche ou la coupe puisque les cas de mortalités de plants sont rares dans les expériences de lutte.
- Un pied de vératre ne commence à fleurir qu'au bout d'une dizaine d'années de croissance et la floraison se caractérise par son caractère très irrégulier : en moyenne tous les 4 ou 8 ans seulement. La floraison semble être déclenchée, du moins en partie, par les conditions climatiques. Les longues périodes au cours desquelles seuls les individus isolés au sein des populations fleurissent sont entrecoupées d'années au cours desquelles une



grande partie de la plupart des populations fleurissent sur des zones géographiques étendues. Néanmoins, une seule inflorescence peut produire potentiellement jusqu'à mille graines. Ces petites graines sont dotées de structures comme des ailes qui assurent la dispersion par le vent. Cependant, celles-ci semblent se disperser surtout à courte distance, conduisant à de nouvelles colonies à proximité et donc à une tendance à l'agrégation des peuplements. La majorité des graines sont incapables de germer bien que viables ; elles sont dormantes et doivent subir une exposition prolongée au froid hivernal (et à l'humidité) pour lever cette dormance (la majorité des graines de vératre ne germent qu'au bout de deux ans de séjour dans le sol). Au bout de trois ans dans le sol, la grosse majorité des graines a disparu : soit elles ont germé auparavant, soit elles ont été détruites.

- Les grands herbivores ne consomment pas *V. album* en raison de la concentration élevée d'alcaloïdes dans toutes les parties de la plante ([Binns et al. 1972 & Kleijn et Steinger 2002] in Spiegelberger et al., 2006).

Il caractérise avec la gentiane jaune et le cirse laineux des habitats à tendance eutrophes (Mikolajczak, 2014).

- **La gentiane jaune (*Gentiana lutea*)** : voir Bertrand et al (2016)

Typique des alpages, la gentiane jaune fait partie intégrante, depuis de nombreux siècles, de la dynamique locale. Cette plante présente un développement lent avec une première floraison entre 8 et 10 ans et elle peut vivre jusqu'à 60 ans. Sa floraison est aléatoire. Elle se caractérise par un port dressé et peut atteindre jusqu'à 150 cm. L'organe souterrain est un rhizome d'où partent de grosses racines, permettant alors à la plante de se développer et de donner des touffes. Son potentiel de bouturage est faible. Le rhizome peut atteindre 8 cm de diamètre.



Elle préfère un climat humide à

pluviométrie supérieure à 1 200 mm/an. Elle vit principalement dans les pâturages d'altitude. Il est à noter qu'elle est toujours plus ou moins liée aux troupeaux, notamment bovins. Elle profite du pâturage extensif, car elle n'est que rarement mangée par les bovins et prolifère ainsi localement. Néanmoins, elle caractérise avec le vératre et le cirse laineux des habitats à tendance eutrophes (Mikolajczak, 2014) et pourrait donc aussi être une espèce typique de l'eutrophisation, même si Julve (2012) ne lui affecte pas une valence écologique élevée sur le critère « niveau trophique » (2).

Il est à noter que cette espèce fait l'objet de prélèvements importants dans certaines régions puisqu'elle sert à la fabrication d'alcool.

A cette espèce, nous pensons qu'il faille aussi ajouter des espèces proches, correspondant à la sect. *Gentiana* du genre : *Gentiana punctata*, *G. purpurea* et pour les Alpes du sud *G. burseri*.

- **Le chardon ou cirse laineux (*Cirsium eriophorum*)** : cette espèce pionnière apparaît dans des zones surpâturées ou après perturbation du sol (par exemple après dégâts des sangliers). Le chardon n'est pas consommé par les bovins et est perçu comme une plante nuisible par les éleveurs. Sa présence s'est généralisée sur plusieurs secteurs d'alpage (par exemple l'alpage de la Molière dans le Vercors) et un plan de gestion pastorale établi dans le cadre d'une MAE prévoit une action de lutte (Nettier, 2011). Il caractérise avec la gentiane jaune et le vératre des habitats à tendance eutrophes (Mikolajczak, 2014) et pourrait donc être aussi intégré aux espèces indicatrices d'eutrophisation (valence « niveau trophique » pour Julve 2012 : 6).

- **L'asphodèle du Dauphiné (*Asphodelus albus* subsp. *delphinensis*)** : cette grande liliacée pouvant atteindre 1,5m de hauteur à grandes fleurs blanches est plutôt rare dans les Alpes mais elle peut néanmoins former des colonies denses dans les prairies, notamment celles à fétuque paniculée. Elle semble être favorisée par le feu et est délaissée par les troupeaux.



Pour Pittarello et al. (2018), nombre de ces espèces monopolistes, à croissance rapide et très efficaces dans l'utilisation des ressources en surface et souterraines (Aerts, 1999; Bohner, 2005; Hejcman et al., 2012; Šilc et Gregori, 2016), souvent caractérisées par des piquants (par exemple **Carduus** et **Cirsium**) ou une teneur élevée en composés irritants (par exemple *Urtica dioica*) et / ou toxiques (par exemple *C. bonus-henricus*, *R. alpinus*, **Veratrum album**.) (Schaffner et al., 2001 ; Šilc et Gregori, 2016) sont aussi des espèces préférant les conditions eutrophisées.

- Le cas particulier du **nard (*Nardus stricta*)** : cette graminée typique des pelouses et landes acides est connue des éleveurs pour devenir très denses dans certaines conditions. Naturellement, les sols des parcours et alpages sont fréquemment affectés par des processus continus de décarbonatation et d'appauvrissement minéral qui entraînent une disparition progressive des espèces de milieux fertiles au profit des espèces acidophiles, caractéristiques de milieux pauvres. Le nard fait partie des espèces typiquement favorisées par l'acidification naturelle des pelouses.



Ce phénomène naturel peut être accentué par le pâturage, car en prélevant des plantes, il y a exportation des éléments minéraux potentiellement disponibles pour la fertilité du sol, et dans les cas où ce pâturage s'accompagne d'un déficit de restitution minérale. De telles pratiques provoquent la régression des espèces fourragères les plus appétentes au profit de graminées mal consommées (Dorioz, 1998 ; Verrier, 1995 ; Anonyme, ?). Le nard est ainsi une graminée dure refusée par le bétail (surtout les ovins), sauf en tout début de développement, car la silice contenue dans ses parois cellulaires ou sous forme d'agrégats (phytolithes) augmente son caractère abrasif et limite sa digestion ([Mayland et Shewmaker 2001 ; Massey et Hartley 2006 ; Massey et al. 2006, 2007, 2007a] in Lefebvre, 2016). **Pâturée trop tard, les touffes de nard sont délaissées, jaunissent puis se dessèchent en formant une épaisse litière qui étouffe le reste de la végétation, pouvant au bout de quelques années former des tapis très denses.** Ainsi, le nard a montré une réponse nette à différentes modalités de pâturage : son recouvrement a tendance à diminuer sur les terrains pâturés par les bovins et à augmenter dans ceux pâturés par les moutons (Dorée et al., 2011 ; Loiseau P, 1977 ; Grant et al., 1996).



- Le cas particulier du **brachypode** : cette graminée est une plante herbacée sociale et compétitive, très souvent préforestière, très présente dans les pelouses séchardes et qui s'étend en larges plaques concentriques jusqu'à plus de 2 000 mètres d'altitude en versant sud généralement. Il pousse en touffes denses qui recouvrent fortement le sol, et a tendance à progresser au détriment des autres espèces

herbacées (Peglion, 2017). Son extension, par le déploiement de ses tiges souterraines, les rhizomes, est facilitée en l'absence d'activités agricoles ou par une pression animale faible par des phénomènes d'allélopathie ou par un effet inhibiteur de l'accumulation importante de litière sur les autres espèces (Bornard et al., 2006 ; Peglion, 2017). Les zones de litière sèche constituent alors des refuges pour les semis de jeunes ligneux (Peglion, 2017). Les résultats enregistrés par Dorée et al. (2011) sur l'alpage de l'Alpe-d'Huez confirment cette dernière remarque. Entre 1981 et 1999, dans les zones non pâturées (défens), l'accroissement de la contribution spécifique (équivalent au recouvrement) du brachypode (+ 30 points) s'accompagne d'une baisse importante de la contribution de l'ensemble du groupe des bonnes graminées (- 17 points). Inversement, dans les zones régulièrement et précocement pâturées par les bovins (fin juin-début juillet, stade de développement "montaison" du brachypode), avec une charge animale moyenne de 1,8 génisses/ha pour 100 jours, il a été constaté une chute de la contribution spécifique du brachypode (- 18 points). A noter que Bornard et al. (2006) ont individualisé un type de végétation spécifique dominé par le brachypode (type S5).

- Le cas particulier de la **fétuque paniculée (*Patzkia paniculata*)** : cette graminée sociale a donné son nom à des prairies sèches à forte productivité particulièrement recouvrantes dans les Alpes du sud et les Alpes intermédiaires jusqu'en Maurienne, les queyrellins. Plusieurs expériences montrent que la fétuque paniculée agit sur les espèces compagnes par compétition et allélopathie (Viard-Cretat, 2008, Bouton, 2015).

Les exploitants montagnards prétendent, d'une façon générale, que cette espèce végétale s'est beaucoup développée après l'abandon de certaines pratiques agricoles et, plus particulièrement, lorsque la fauche des pelouses à fétuque paniculée a cessé (Anonyme, ?). Cet effet de l'abandon de la pratique de la fauche, a ainsi conduit, en quelques années seulement, à un fort accroissement de la fréquence spécifique de la fétuque paniculée (Jouglet et Dorée, 1987).



Dans les zones pâturées par les bovins, la période du pâturage semble déterminante sur la dynamique de la fétuque paniculée (Dorée et al., 2011) : pâturée tôt, la fétuque a tendance à régresser alors que pâturée au stade épiaison, elle progresse. Les ovins broutent très mal cette espèce, notamment sa partie foliaire alors qu'ils se précipitent, encore plus que les bovins semble-t-il, sur ses épis et les grains gonflés d'amidon (Dorée et al., 2011). Leur capacité à contenir la progression de la fétuque dépendra donc beaucoup du chargement instantané.

- **les espèces en rosettes** : l'architecture des plantes joue un rôle important dans la réponse des espèces herbacées aux perturbations (Lavorel et al. 1999; Römermann et al. 2009 in Prévosto et al, 2011). Les taxons qui ont tendance à avoir une position basale des feuilles (rosette, hémirosette) sont favorisés par le pâturage et régressent donc dans les habitats semi-naturels après l'abandon des terres, mais progressent dans les champs cultivés (Prévosto et al, 2011, Mauchamp, 2014). De nombreuses espèces en rosette sont indicatrices d'un tassement ou d'un compactage du sol, d'une forte richesse en nutriments, de sur-piétinement (Pouvaret S., 2014). Il est donc attendu que ces espèces soient favorisées en cas de surpâturage.



Que peut-on tirer de ces études vis à vis de l'impact écologiques de ces espèces envahissantes ?

→ sur la composition en espèces et la biodiversité

Les effets des EEE sur la biodiversité sont maintenant bien connus. Elles montrent toutes un effet drastique puisqu'elles font disparaître la quasi totalité des espèces autochtones des habitats concernés.

Les effets des espèces indigènes monopolistes sont moins bien documentés. Comme ces espèces sont de grande taille et poussent souvent par colonies denses, elles dominent le reste de la végétation typique. **Ces espèces dominantes ont souvent un effet prononcé à petite échelle sur la richesse en espèces de la végétation** simplement en raison de la compétition pour l'espace (Crawley et Harral 2001 in Spiegelberger et al., 2006 ; Bobbink & Willems, 1987).

Le vétrate est l'une des rares espèces qui a bénéficié d'études pour vérifier si son expansion avait des effets néfastes sur la richesse en espèces de la végétation environnante.

En Suisse, Schaffner et al. (2001) ont montré que **la richesse en espèces dans et environ 10 cm autour des taches de *V. album* était significativement plus basse que dans les prairies ouvertes**. Ainsi, à petite échelle, *V. album* semble affecter négativement la richesse en espèces des prairies de montagne, probablement du fait que d'autres espèces ont été éclipsées par les pousses de *V. album*.

A une échelle supérieure, la richesse spécifique dépend plus du type de pratique pastorale que du recouvrement en vétrate (voir Figure 8) (placettes de 1000 m² pour Spiegelberger et al., 2006 ; Spiegelberger, 2007) :

- en pâturages traditionnels, la richesse floristique n'est pas liée au recouvrement par le vétrate (on voit sur le schéma qu'il n'a pas été possible d'établir de droite de corrélation) ;
- en pâturages abandonnés, une forte présence du vétrate s'accompagne d'une faible richesse floristique ;
- mais, à l'inverse, en pâturages intensifs, la richesse floristique est positivement liée à la présence du vétrate ; ces observations pourraient s'expliquer par le fait que le vétrate protège des plantes moins tolérantes au broutage et au piétinement intensif (Callaway et al., 2000), mais la fertilisation impacte aussi la richesse spécifique (voir chapitre précédent). Il est d'ailleurs possible que d'autres plantes, qui ressemblent au vétrate par leur système racinaire ou défensif tel le cirse laineux ou la gentiane jaune, aient un effet similaire sur la richesse floristique.

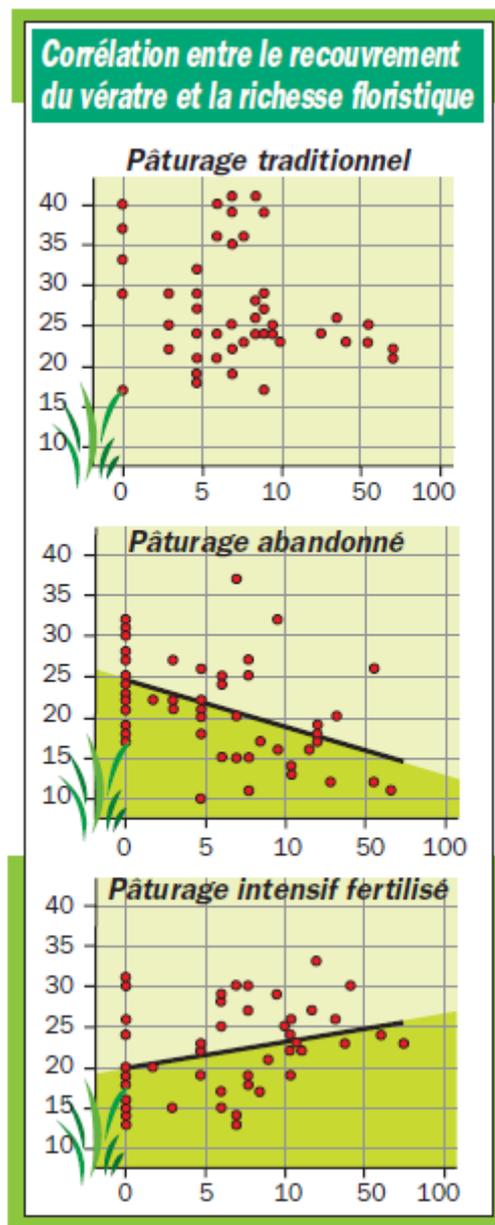


Figure 8 : Corrélation entre le recouvrement du vétrate et la richesse spécifique

(in Spiegelberger et al., 2006)

Plusieurs études montrent que **la couverture plus importante de nard réduisait de manière significative la richesse spécifique** et la valeur fourragère dans l'ensemble du pâturage (Perkins, 1968 ; Grant et al., 1996 ; Hejzman et al., 2005 in Parolo et al., 2011). Les touffes denses,

qui sont très compétitives (Grime et al., 1988), ainsi que l'acidification et la compaction du sol (Kleijn et Müller-Schärer, 2006) ralentissent l'établissement des espèces et la succession naturelle (Grant et al., 1996; Velev et Apostolova, 2008 in Parolo et al., 2011).

Dans leur suivi des alpages d'Huez, Dorée et al (2011) ont trouvé que **la richesse spécifique réagissait inversement au recouvrement du brachypode** (Tableau 18) :

	zones NON pâturées		zones pâturées	
	Défens 1981	Défens 1999	Plots 1981	Plots 1999
Contributions spécifiques du Brachypode	29,9	60,5	30,1	11,7
Nombre d'espèces présentes dans les relevés de végétation (<i>dont espèces non fourragères</i>)	19 (8)	15 (6)	19 (8)	30 (14)

Tableau 18 : Richesse spécifique selon les contributions spécifiques du brachypode (in Dorée et al, 2011)

Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus par Hillier (1990) rapportées par Maubert P. et Dutoit, (1995) puis par Dorée et al. (2011).

L'augmentation de la richesse spécifique dans les secteurs pâturés est mis à l'actif de l'ouverture du tapis végétal, elle-même conséquence directe de la disparition rapide de la litière qui était abondante au tout début de la remise en valeur de l'alpage (la contribution spécifique de la litière, proche de 20 % en 1981-82, dépasse à peine 2 % en 1999).

Dans la même étude, Dorée et al (2011) ont trouvé que la richesse spécifique des pelouses à fétuque paniculée, aux variations annuelles près, reste stable dans les parcelles non pâturées (défens). Par contre, sur les parcelles pâturées par les bovins (Huez), le nombre d'espèces végétales augmente sensiblement, sans que soit précisé l'évolution du recouvrement de la fétuque paniculée (Tableau 19).

	zones NON pâturées		zones pâturées	
	défens 1980	défens 2000	Plots 1981	Plots 1999
<i>nombre moyen d'espèces fourragères</i>	9	9	10	10
<i>nombre moyen d'espèces non fourragères</i>	12	9	9,3	15,3
nombre moyen total d'espèces	21	18	19,3	25,3

Tableau 19 : Richesse spécifique selon le mode de gestion de pelouses à fétuque paniculée (in Dorée et al, 2011)

→ sur la nature des groupements végétaux

Le développement des espèces indigènes monopolistes n'a quasiment jamais été abordé sous l'angle de l'évolution des groupements végétaux.

Seuls le Vêtratre et le cirse laineux sont considérés comme traduisant une évolution de types de pelouses subalpines vers un faciès de la prairie à Vêtratre et Cirse (*Veratro-Cirsietum*) par intensification du pâturage (eutrophisation et piétinement). Cette association est rattachée dans le Synopsis phytosociologique des habitats naturels et semi-naturels du territoire d'agrément CBNA (Mikolajczak, 2014) aux « végétations prairiales, plus rarement de pelouses, mésophile ou mésohygrophile, mésotrophe à eutrophe » (*Arrhenatheretea elatioris* Braun-Blanq. 1949 nom. nud.) : elle renferme en plus du Vêtratre blanc (*Veratrum album*) et du Cirse laineux (*Cirsium eriophorum*), la Gentiane jaune (*Gentiana lutea*), la Pensée éperonnée (*Viola calcarata*), l'Aconit anthora (*Aconitum anthora*) et la Digitale à grandes fleurs (*Digitalis grandiflora*). Les prairies à

Vératre et Cirse s'observent souvent à proximité des reposoirs et des chalets d'alpage. **Le développement de ces espèces est donc aussi à regarder sous l'angle du phénomène d'eutrophisation.**

→ **sur l'état de conservation**

Même si aucune publication scientifique n'évalue les effets de la colonisation par les espèces envahissantes sous l'angle de l'état de conservation des pelouses d'alpage, toutes les méthodes actuellement élaborées, soit au niveau national soit plus localement, utilisent un indicateur du type « présence » ou « recouvrement » de ces espèces exotiques envahissantes. Mais les seuils utilisés diffèrent selon le milieu étudié. Elles ont chacune déterminé des seuils de recouvrement aboutissant soit à un nombre de point intervenant dans le calcul d'un note contribuant à évaluer l'état de conservation (Tableaux 20 du haut) soit correspondant directement aux trois niveaux de conservation des habitats (Tableaux 20 du bas). Toutefois, ces valeurs présentent une part de subjectivité, car elles ont été souvent définies à partir d'analyses statistiques entre les différents indicateurs présélectionnés et une évaluation à dire d'expert de l'état de conservation (par ex. Maciejewski, 2012).

Aucune méthode n'a défini d'indicateur pour les espèces monopolistes, sauf pour le brachypode qui est considérée dans la méthode pour les pelouses du *mesobromion* en tant qu'espèce typique des ourlets thermophiles comme un indicateur d'un début d'enfrichement (Maciejewski et al., 2012, 2013 et 2015).

Méthodes	Habitat concerné	Indicateur	Seuil (note EC)	Seuil (note EC)	Seuil (note EC)
Maciejewski et al., 2013 test Ecoter, 2014 Maciejewski et al., 2015	6210	Recouvrement des espèces allochtones envahissantes (recouvrement dans la strate herbacée)	Absence totale (0)	Présence à 30 % (-5 pts)	>30 % (-20 pts)
Aragon	6230	Espèces indésirables	La présence / abondance des espèces indésirables diminue ou il n'y a pas (10)	La présence / l'abondance des espèces indésirables est maintenue à de faibles valeurs (5)	La présence / l'abondance des espèces indésirables augmente ou reste abondante (0)

Méthodes	Habitat concerné	Indicateur	EC bon	EC moyen	EC défavorable
Poirel, 2013	6210	Espèces allochtones	absence	-	présence
CEN L-R, 2007	6230	Pas d'indicateur	<1 %	1 – 10 %	> 10 %
CEN L-R (Lozère), 2012	6230 6210	Recouvrement des espèces exotiques	<1 %	1 – 10 %	> 10 %
Korzeniak, 2015	6230	Recouvrement des espèces invasives	Aucune	< 10 %	> 10 %
Mróz, 2017.	6210	Recouvrement des espèces invasives	Aucune	Une seule espèce et R < 5 %	Plus de 2 espèces ou R > 5 %

Tableaux 20 : Seuils de l'indicateur « recouvrement des espèces exotiques envahissantes » selon l'état de conservation

En haut, pour les méthodes utilisant des notes, en bas pour les méthodes à évaluation directe

Ce que l'on peut retenir de la synthèse des études scientifiques pour notre objectif d'intégrer les espèces envahissantes ou monopolistes dans une méthode d'évaluation de l'état de conservation :

Même si de nombreuses méthodes d'évaluation pour d'autres milieux intègrent des indicateurs semblables sur les espèces envahissantes, il n'est évident qu'ils soient facilement transposables à toutes les végétations que nous ciblons.

En effet, si l'effet des espèces exotiques envahissantes est indiscutable, leur absence actuelle (et il faut espérer que cela durera) ne permettra pas de réaliser des relevés donc de tester des indicateurs liés à leur impact sur la composition floristique des pelouses. Il faudra probablement réfléchir à une adaptation des indicateurs définis pour d'autres milieux.

Quant aux espèces monopolistes, une partie d'entre elles semblent aussi liées à des perturbations que nous retenons comme impactant l'état de conservation :

- le vératre, la gentiane jaune et le cirse laineux sont aussi indicatrices d'eutrophisation,
- les espèces en rosette sont aussi indicatrices de sur-piétinement ou de surpâturage,
- Le brachypode pourrait être comme pour les pelouses sèches du *mesobromion* une espèce typique de la colonisation de la lande,
- l'asphodèle, en plus d'être peu fréquent en Vanoise, semble être favorisé par le feu.

Seuls le nard et la féтуque paniculée, espèces structurantes des nardaies et des queyrellins, semblent devenir très dominantes en lien avec des pratiques pastorales inadaptées indépendantes des perturbations précédentes.

Pour la suite de notre étude, ces espèces seront donc intégrées dans des indicateurs pour tester l'effet de leur envahissement sur les pelouses d'altitude, mais nous chercherons aussi à vérifier qu'elles ne sont pas à inclure dans les indicateurs et les listes d'espèces typiques des autres dégradations ciblées.

Ces résultats montrent enfin que la richesse spécifique n'est pas un bon indicateur de l'envahissement par les espèces monopolistes puisque les tendances varient selon l'échelle de perception et les milieux. Cet indicateur pourrait néanmoins être pertinent pour les nardaies, non pas pour évaluer l'état de conservation de ces milieux, mais plutôt pour juger si elles sont d'intérêt communautaire, puisque la directive Habitats ne cible que les nardaies « riches en espèces », les nardaies peu diversifiées n'étant même pas retenues.

1.3.5- Le changement climatique

→ *Origines :*

Au cours des vingt dernières années, les changements climatiques liées aux activités humaines sont amplifiés dans les Alpes. Depuis 1980 où le réchauffement s'est accéléré, la température annuelle moyenne a augmenté de 1,9°C (2,3°C depuis 1959), celle de l'été de +2,9°C, et la durée de la saison de végétation est ainsi prolongée de près de trois semaines. A l'inverse, la durée de la couverture neigeuse a diminué en lien avec l'augmentation des températures. Les précipitations ont quant à elles montré de fortes fluctuations entre les années mais, dans l'ensemble, elles sont restées constantes ou en très légère diminution (Chaix, 2018 et 2019).

→ Impacts généraux du changement climatique

Les conséquences globales de ce réchauffement sont bien connues sur la régression des glaciers qui libèrent ainsi de nouveaux terrains qui sont progressivement colonisés par la végétation. Il a aussi été montré un verdissement généralisé des hautes altitudes (Carlson et al., 2017) : plus de la moitié (56%) du parc national des Écrins affiche une augmentation significative de l'indice de productivité de la végétation NDVI_{max} au cours des 16 dernières années (2000-2015), mais avec un ralentissement de la dynamique de verdissement au cours de la dernière décennie (la période de verdissement accélérée avant 2000 a coïncidé avec une augmentation marquée du nombre de degrés-jours de croissance sans neige). De plus, ces augmentations sont proportionnellement les plus importantes dans les habitats rocheux à haute altitude (> 2 500 m d'altitude). Rosbakh et al. (2014) trouvent aussi une augmentation de 23 % de la couverture végétale totale en comparant des relevés espacés de 50 ans. Carlson et al. (2017) proposent qu'**une saison de croissance plus longue et plus chaude permet aux communautés végétales d'altitude de produire plus de biomasse et permet également la colonisation par des plantes d'habitats caractérisés par une longue couverture neigeuse**. L'augmentation de la productivité des plantes dans un contexte alpin a des implications potentielles sur les trajectoires de la biodiversité et sur les services écosystémiques dans les paysages de montagne.

Les saisons de croissance courtes et les basses températures sont des facteurs de stress bien connus en montagne ([Komárková, 1993 ; Kammer et Möhl, 2002] in Vonlanthen et al., 2006b). Le nombre d'espèces de plantes qui peuvent se développer et se reproduire diminue lorsque les températures et la durée d'enneigement deviennent plus contraignantes. Les écosystèmes alpins étant donc contrôlés par les basses températures (Körner 1999 in Grabherr et al. 1995), les changements dus au réchauffement global devraient être particulièrement marqués dans les régions d'altitude (Theurillat et Guisan, 2001 ; Grabherr et al. 1995). Sur la base d'une baisse de température de 0,5 à 0,7°C tous les 100 m et d'un réchauffement prévu de l'atmosphère de 3°C d'ici le milieu du XIX^{ème} siècle, il est possible que les ceintures de végétation sur les pentes des montagnes affichent une tendance de migration ascendante de 400 à 600 m. ([Nilsson et Pitt, 1991 ; Ozenda et Borel, 1991] in Grabherr et al. 1995 ; Lavorel & Crouzat, 2018). **Cependant, pour la plupart des espèces, leur capacité à coloniser les altitudes plus élevées pourraient ne pas être suffisante pour suivre le rythme du réchauffement climatique**. En outre, le relief à petite échelle des hautes montagnes offre de nombreux sites protégés à la faune et à la flore en migration, qui peuvent survivre bien au-delà des limites définies par le climat (Grabherr et al. 1995).

Ces changements trouvent plusieurs origines, en agissant directement sur les plantes (voir plus loin), ou de manière indirecte, par exemple en lien avec le fonctionnement du sol. Le réchauffement climatique a ainsi un effet positif sur la minéralisation de l'azote (Rustad et al., 2001 in Lavorel & Crouzat, 2018). Dans des conditions de faible teneur en nutriments comme c'est le cas de la plupart des pelouses alpines, l'azote minéralisé est alors incorporé dans les plantes (Jonasson et al., 1999 in Lavorel & Crouzat, 2018). Cet effet indirect pourraient donc jouer un rôle majeur dans l'évolution des végétations (surtout en cas de retombées azotées atmosphériques (voir chapitre « eutrophisation ») (Lavorel & Crouzat, 2018). De plus, la modification des concentrations en éléments nutritifs et l'humidité des sols sont les principaux facteurs influant la diversité des micro-organismes du sol (Zhang et al., 2016) qui sont des facteurs clé dans le fonctionnement des écosystèmes (Ohlmann et al., 2018).

Les expérimentations de réchauffement climatique en condition contrôlée montrent que l'augmentation de température stimule la croissance et la reproduction des différentes espèces alpines, accélère leur développement (effet sur la phénologie) et prolonge la saison de végétation ([Menzel et Fabian, 1999; Theurillat et Guisan, 2001] in Kudernatsch et al., 2005 ; Sandvik et al. 2004 ; Huelber et al., 2006). Les espèces herbacées réagissent plus fortement que les espèces ligneuses (Arft et al., 1999 in Kudernatsch et al., 2005). Le début du développement reproductif n'est pas directement lié à la date de la fonte des neiges, mais plutôt à l'apport d'énergie cumulé (Huelber et al., 2006). Les modifications de la structure de la végétation et donc de la concurrence sont avérées (Kudo et Suzuki, 2003 in Kudernatsch et al., 2005). Mais pour Theurillat & Guisan (2001), **les espèces végétales et les écosystèmes des Alpes**

européennes semblent avoir une inertie naturelle et donc tolérer une augmentation modérée de 1 à 2°C de la température moyenne de l'air.

Ces changements phénologiques montrent que les végétaux s'adaptent aux changements climatiques, mais comme ils sont impliqués dans de nombreuses relations avec de nombreuses espèces et notamment avec des insectes, **il est nécessaire que les décalages phénologiques chez les espèces mutualistes s'effectuent de manière synchrone au risque d'avoir des conséquences induites** (par exemple sur la pollinisation). Les mécanismes impliqués dans la phénologie des végétaux n'étant pas les mêmes que pour les insectes ou les vertébrés, il est probable que ces changements de phénologie ne soient pas toujours synchrones (Visser et al., 2004 in Charrier, 2014).

Que peut-on tirer de ces études vis à vis de l'impact du changement climatique sur les pelouses d'altitude ?

Les effets du changement climatique sur les végétations de pelouses alpines ont pu être évalués par différentes méthodes :

- sur quelques sites en refaisant l'inventaire des plantes pour les comparer avec des relevés historiques (Kudernatsch et al., 2005 ; Pauli et al., 2012 ; Cannone & Pignatti, 2014 ; Matteodo et al., 2016 ; Rosbakh et al., 2014 ; Windmaïßer & Reisch, 2013) ; mais dans ce cas, il est parfois difficile de différencier les effets du changement climatique d'autres changements qui ont pu se dérouler, notamment les changements d'utilisation des sols ou de pratiques pastorales (Vittoz et al., 2009).
- par des expérimentations en reproduisant des conditions climatiques plus chaudes ([Stenström et al., 1997; Arft et al., 1999; Gugerli et Bauert, 2001; Kudo et Suzuki, 2003] in Klanderud & Totland, 2005), couplé ou non avec d'autres changements écologiques.
- par des modélisations (Theurillat & Guisan, 2001 ; Dirnböck, 2003).

→ **sur la composition en espèces :**

Les changements dans la composition en espèces de la végétation alpine et nivale ont été étudiés depuis quelques décennies, et ont concerné en premier lieu les hauts sommets ([Braun-Blanquet, 1957 ; Hofer, 1992 ; Grabherr et al., 1994 ; Klanderud et Birks, 2003 ; Vittoz et al., 2006 ; Keller et al. 2000 ; Kamenisch 2002 ; Bahn & Körner 2003 ; Burga et al. 2004 ; Reinalter 2004 ; Klanderud & Birks 2003 ; Kullman 2003 ; Crawford 1997] in Walther et al., 2005). Les changements concernent en premier lieu une arrivée de nouvelles espèces (voir chapitre biodiversité).

Pour ce qui nous intéresse, à savoir l'effet sur les pelouses subalpines et alpines, les études sont moins nombreuses au regard de la diversité des milieux concernés.

Pour celles qui n'ont pas ciblé les combes à neige, les résultats des études fondées sur des comparaisons diachroniques (Kudernatsch et al., 2005 ; Windmaïßer & Reisch, 2013 ; Vittoz et al., 2009 ; Cannone et Pignatti, 2014 ; Matteodo et al., 2016 ; Rosbakh et al., 2014) ou des essais de transplantation (Sebastià et al., 2008 ; Klanderud & Totland, 2005 ; Theurillat et Guisan, 2001 in Kudernatsch et al., 2005 ; Totland, 1997 in Kudernatsch et al., 2005) sont assez cohérents :

- de nombreuses espèces apparaissent ou disparaissent, mais la plupart de ces espèces ont des fréquences faibles dans les relevés. **Certaines nouvelles espèces étaient situées à la limite supérieure de leur distribution altitudinale et pourraient se répandre à cause de la hausse des températures. Les principales sources de recrutement sont néanmoins les communautés voisines situées dans la même tranche d'altitude. Les espèces en déclin étaient principalement des espèces alpines à faible croissance ; leur déclin était probablement dû à une concurrence accrue des taxons subalpins plus vigoureux.**
- **la majorité des espèces initialement présentes ont augmenté en fréquence.** Les autres espèces présentent soit une fréquence constante, soit une diminution de leur fréquence. Certaines espèces ont vu augmenter leur fréquence dans les prairies alpines, quel que soit le type de végétation dans lequel elles se trouvent. **Une analyse des traits a**

montré que les espèces dont la fréquence a nettement augmenté ont tendance à avoir une croissance lente, une surface foliaire spécifique plus élevée, une taille élevée, ont principalement une reproduction sexuée avec des graines légères. Dans certaines végétations, ces espèces se caractérisent également par un début de floraison plus tardive. Globalement, ce sont des espèces de plantes alpines typiques, à fort pouvoir de dispersion et à large amplitude écologique. Conformément aux résultats des expériences d'augmentation de la température, les espèces herbacées réagissent plus fortement que les espèces ligneuses.

- Certains types de végétation tels que les pelouses à *Carex curvula* se révèlent particulièrement stables sur le plan de leur composition végétale. Cette stabilité peut très probablement être attribuée à la longévité extrême de nombreuses espèces de pelouses alpines et, par conséquent, à la persistance de celles-ci.
- Les essais de transplantation de pelouses à des altitudes très inférieures ont montré que tous les types de végétation concernés ont tendance à converger vers des compositions de végétation de ces altitudes inférieures.
- Les auteurs jugent globalement que les changements de végétation résultent principalement des pratiques pastorales. Ces groupements de pelouse ont en effet une couverture végétale dense et les espèces herbacées nouvellement arrivées, qui préfèrent des conditions plus chaudes, peuvent mettre un certain temps à s'établir. Cependant, les perturbations climatiques, telles que les sécheresses exceptionnelles, peuvent accélérer les changements de composition végétale, en créant des trouées dans la végétation en place, qui peuvent être colonisées plus facilement par ces nouvelles espèces.

Comme les plantes de combe à neige ont des conditions de croissance spéciales, leur sensibilité et leur capacité à réagir rapidement aux changements dans les régimes annuels de chute de neige rendent **les communautés de combe à neige particulièrement vulnérables dans un climat plus chaud, et par conséquent ce sont des indicateurs sensibles du changement global** (Björk & Molau, 2007 ; D'Amico, 2013 ; Lavorel & Crouzat, 2018). Les comparaisons de composition entre relevés anciens et récents ont toutes montré des changements importants de composition (notamment

Cannone et Pignatti, 2014 ; Matteodo et al. 2016, Liberati et al., 2019) : **les groupements évoluent nettement vers des groupements de conditions plus sèches et moins longuement enneigées, comme en témoigne leur colonisation par des espèces provenant des prairies environnantes.** Les saisons de croissance plus longues permettent aux espèces de prairies alpines, qui sont plus hautes et donc plus compétitives, de coloniser les combes à neige.



Schöb et al. (2008) ont ainsi implantés finement des relevés de végétation le long de gradients de durée d'enneigement dans plusieurs combes à neige. L'étude a permis l'établissement de cinq catégories d'espèces avec différentes prédictions de leur distribution dans un environnement plus chaud :

- Le recouvrement relatif des « dominantes » (espèces très communes et dominantes présentes sur plus de 90 % des relevés : *Alchemilla pentaphyllea*, *Gnaphalium supinum*, *Poa alpina*, *Salix herbacea*) diminue avec une fonte des neiges plus précoce et les auteurs prédisent donc que ces espèces perdront leur dominance à cause du réchauffement climatique, tout en résistant à la disparition complète des combes à neige.

- Les « spécialistes » des combes à neige (*Arenaria biflora*, *Carex foetida*, *Cerastium cerastoides*, *Sagina saginoides*, *Veronica alpina*) seront les espèces les plus impactées par la perte de leurs habitats, en conséquence de la fonte des neiges plus précoces dans le futur, et seront remplacées par les « étrangères » des combes à neige (*Campanula scheuchzeri*, *Carex curvula*, *Euphrasia minima*, *Festuca violacea*, *Homogyne alpina*, *Leontodon helveticus*, *Ligusticum mutellina*, *Phyteuma hemisphaericum*, *Polygonum viviparum*, *Potentilla aurea*, *Viola calcarata*), espèces typiques des pelouses alpines moins longuement enneigées.
- Les « indifférentes » (*Cardamine alpina*, *Carex parviflora*, *Myosotis alpestris*, *Potentilla brauneana*, *Ranunculus alpestris*, *Sedum alpestre*, *Sibbaldia procumbens*, *Silene acaulis*, *Soldanella alpina*, *Taraxacum alpinum*) et les « occasionnelles » ont augmenté en nombre d'espèces et en couverture relative avec des températures plus élevées et profiteront du réchauffement climatique.

Ces futures espèces « profiteuses » tireront parti d'un nombre croissant d'habitats propices, du début de la saison de croissance et de l'augmentation de la température. **Par conséquent, la végétation caractéristique de combe à neige tendra vers une unité de végétation dominée par des espèces de prairies alpines.**

Les effets sur la faune alpine sont moins documentés. Gobbi et al. (2006) ont montré que les assemblages d'araignées errantes étaient fortement liés à la date du retrait glaciaire. Un seuil dans la richesse spécifique et la composition en espèces a été observé lorsque les sites ont été déglacés entre 100 et 155 ans.

→ sur la biodiversité

Pour la majorité des études, le réchauffement climatique a pour effet d'augmenter la richesse floristique des pelouses d'altitude :

Ce constat est particulièrement bien documenté sur les hauts sommets ([Braun-Blanquet, 1957 ; Hofer, 1992 ; Grabherr et al., 1994 ; Klanderud et Birks, 2003 ; Vittoz et al., 2006 ; Keller et al. 2000 ; Camenisch 2002 ; Bahn & Körner 2003 ; Burga et al. 2004 ; Reinalter 2004 ; Klanderud & Birks 2003 ; Kullman 2003 ; Crawford 1997] in Walther et al., 2005 ; Erschbamer et al., 2009 ; Roskakh et al., 2014). Dans ces études, l'augmentation de la richesse en espèces s'explique par un mouvement ascendant des espèces à partir des altitudes plus basses. Seules quelques exceptions ont été trouvées avec une baisse de la richesse spécifique pour les sommets des régions montagneuses méditerranéennes, probablement en raison de la diminution récente de la disponibilité en eau dans la région sud-européenne (Pauli et al., 2012), ou ailleurs à cause de la dégradation du pergélisol (Roskakh et al., 2014), et pour le Piz Trovat où la richesse spécifique reste stable, car ce sommet est recouvert d'éboulis grossiers, contraignant pour la colonisation de nouvelles espèces (Walther et al., 2005).

Les résultats sont moins significatifs pour les pelouses alpines et subalpines. Certaines études ne trouvent pas de changement significatifs sur la richesse spécifique (Roskakh et al., 2014 ; Windmaißer & Reisch, 2013), d'autres trouvent une augmentation de la richesse spécifique (Kudernatsch et al., 2005 ; Vittoz et al., 2008), qu'ils attribuent soit à un mouvement ascendant des espèces à partir des altitudes plus basses (Vittoz et al. 2006), soit à une augmentation de la fréquence des espèces déjà trouvée dans les relevés initiaux (Kudernatsch et al., 2005). Inversement, les rares essais de transplantation de pelouses à des altitudes très inférieures ont montré que la richesse spécifique de tous les types de végétation concernés ont tendance à baisser (Sebastià et al., 2008). Cette diminution était liée à la disparition de nombreuses espèces peu abondantes dans la communauté d'origine et à la dominance accrue de quelques autres.

Parmi les végétations alpines, celle des combes à neige est la plus étudiée car ces groupements végétaux sont très directement liés à des conditions climatiques très froides et très enneigées.

La comparaison de relevés réalisés en Norvège (Sandvik et al., 2013), en Écosse (Britton et al., 2009), en Italie (Carbognani et al., 2014), en France (Schöb et al., 2008) et dans les Alpes suisses (Liberati et al., 2019) dans



différents types de végétation de combe à neige montre des changements majeurs dans la richesse en espèces et le couvert végétal : la richesse spécifique et le recouvrement végétal total ont augmenté, principalement en raison de la colonisation par des arbustes, des graminoides et d'autres plantes herbacées se révélant être des « généralistes » des prairies environnantes. Les espèces indiquant une humidité élevée du sol ont été fortement réduites. En Suisse, Italie et Écosse, la diversité α a augmenté mais la diversité β a diminué signifiant une homogénéisation de la composition floristique.

→ sur la nature des groupements végétaux

Vonlanthen et al. (2006a, b) et Shöb et al. (2008) ont montré que, outre le pH du sol, la longueur de la saison de croissance et la température maximale quotidienne (mesurée à 15 cm du sol)

étaient des facteurs abiotiques importants permettant de distinguer les communautés de combes à neige des autres communautés végétales alpines. Par conséquent, **la végétation caractéristique de combe à neige va tendre de plus en plus vers des végétations dominées par des espèces de prairies alpines** (Cannone et Pignatti, 2014 ; Matteodo et al. 2016). **La régression des combes à neige actuelles pourrait être compensée par leur développement à des altitudes plus élevées si les espèces**



nécessitant de longues périodes de couverture de neige peuvent trouver des refuges à des altitudes plus élevées (Keller et al. 2005 in Cannone et al., 2007).

Pour les autres types d'habitats, les effets du changement climatique devraient être plus limités puisque aujourd'hui il n'a pas encore été observé de changement profond dans la composition floristique (par ex Kudernatsch et al., 2005 ; Vittoz et al., 2009). Cannone et al. (2007) ont néanmoins observés une remontée des groupements végétaux (notamment ceux à *C. curvula*) dans la région du Stelvio (Alpes centrales italiennes) : migration ascendante de la prairie alpine (principalement de 2500 à 2600 m), remplaçant les combes à neige, qui ont à leur tour migré vers le haut (2600 à 2800 m). Au-dessus de 2500 m, la prairie alpine a été envahie par *Vaccinium uliginosum*, qui a migré vers le haut à une altitude supérieure à 2650 m. Klanderud et al. (2005) montrent aussi que **l'apport de nutriments a des effets bien plus importants que le seul réchauffement climatique.**

Les modèles aboutissent aux mêmes conclusions de forte inertie des habitats, sauf pour les combes à neige. Ainsi, Dirnböck (2003) prédit uniquement quelques changements mineurs de composition dans le cas d'un changement climatique maîtrisé (+0,65°C et -30mm de pluie en août). Pour des changements plus importants (+ 2°C et -30mm voire -60mm de pluie en août) et durables dans le temps, les effets devraient être plus nets ([Neilson, 1993 ; Pauli et al., 1999] in Dirnböck, 2003). Les pelouses alpines devraient voir leur surface régresser par progression des ligneux de l'étage subalpin. Mais ces prédictions pourraient être contrecarrées par le maintien des pratiques pastorales. Cette régression ne devrait donc être perceptible que dans les secteurs où le pastoralisme est absent. A noter que **dans ces modélisations, les changements de pluviométrie ont un effet important.**

→ sur l'état de conservation

Aucune des méthodes d'évaluation de l'état de conservation consultées n'intègre d'indicateur d'effet du changement climatique.

Ce que l'on peut retenir de la synthèse des études scientifiques pour notre objectif d'intégrer les effets du changement climatique dans une méthode d'évaluation de l'état de conservation :

Comme les méthodes existantes sur d'autres milieux, l'impact du changement climatique sur l'état de conservation ne semble pas devoir être retenu pour la majorité des pelouses d'altitude que nous ciblons, à part les pelouses de combe à neige qui sont fortement impactées. Les études montrent bien pour elles un changement de composition végétale et une évolution vers des types de pelouses alpines caractérisées par des contraintes écologiques moindre.

La différenciation par Schöb et al. (2008) des 5 groupes d'espèces (dominantes, spécialistes, indifférentes, occasionnelles, étrangères) serait à prendre en compte dans la présente étude pour construire un indicateur caractérisant la typicité du cortège floristique donc l'état de conservation, en utilisant par exemple la proportion de ces différents groupes. Dans le cadre d'un suivi, un tel indicateur mesurant l'évolution de leur recouvrement respectif dans le temps semble pertinent. La difficulté sera de pouvoir couvrir la finesse géographique de ces changements avec notre protocole. Une analyse des relevés réalisés par Schöb sous l'angle de l'état de conservation, s'ils sont disponibles, serait aussi à explorer.

1.3.6- Les traitements antiparasitaires du bétail

→ Origines :

Dans les systèmes pâturés, le bétail prélève l'essentiel de la production végétale herbacée, et la restitution des nutriments à l'écosystème se fait majoritairement par les déjections (Bloor et al., 2012 in Perrin et Jay-Robert, 2019), avec en complément la dégradation directe des tissus végétaux morts. Ces déjections constituent des micro-écosystèmes éphémères dont l'évolution dépend essentiellement de l'activité d'un groupe d'insectes particuliers : les coléoptères coprophages (Hanski & Cambefort, 1991 in Perrin et Jay-Robert, 2019). Ces insectes, appelés aussi « bousiers », regroupent environ 170 espèces en France continentale (Paulian & Baraud, 1982 in Perrin et Jay-Robert, 2019). Dans nos régions, ces insectes ont largement profité de la diffusion des pratiques d'élevage, à tel point que la plupart des espèces sont inféodées aux milieux ouverts et semi-ouverts pâturés par les ongulés domestiques (Perrin, 2019).



Par leur activité, les bousiers apportent une contribution essentielle au recyclage de la matière organique issue des déjections déposées dans les pâturages par les troupeaux domestiques. Lumaret (2001) explicite les mécanismes responsables : « ils permettent ainsi d'accélérer les processus de recyclage, car les bouses sont en majeure partie constituées d'éléments organiques déjà transformés. Elles sont ainsi en principe plus facilement minéralisables que la litière brute puisqu'elles ont déjà subi des attaques chimiques et physiques lors du transit intestinal ». Le premier processus est la facilitation de colonisation des déjections aux nombreuses autres espèces coprophages (staphylins, diptères, acariens et autres microorganismes) grâce aux galeries qu'ils forent en leur sein et en perçant la croûte qui devient imperméable par dessiccation. Ils servent aussi de vecteurs de colonisation en ensemençant les excréments en microorganismes via les téguments sur lesquels ils s'accumulent (Cristophe, 2004 in Jeantet, 2014). Un autre processus décrit encore par Lumaret (2001) est « la fragmentation et l'enfouissement des excréments par les coprophages. Lorsqu'ils sont ainsi enfouis sous une forme fractionnée, ils contribuent à modifier la structure du sol en augmentant sa stabilité et sa capacité de rétention de l'eau au bénéfice de la végétation qui profite de la minéralisation rapide de cette matière organique (Bornemissza & Williams, 1970 ; Calafiori & Alves, 1981 ; Fincher et al., 1981 ; Wicklow et al., 1984 ; Kabir et al., 1985 ; Rougon, 1987; Rougon & Rougon, 1981; Rougon et al., 1988). Leur enfouissement conduit à un enrichissement des horizons édaphiques sous-jacents (Breymer, 1974 ; Kalisz & Stone, 1984), ce qui stimule les populations de microarthropodes du sol, en particulier les Collembolés et les Acariens (Bertrand & Lumaret, 1984). Le brassage dû à l'enfouissement augmente généralement d'une manière significative le rapport bactéries/hyphes mycéliens (Lussenhop et al., 1980), favorisant de la sorte le développement des bactéries ammonifiantes qui accélèrent le recyclage de la matière fécale et donc la circulation de l'azote dans les écosystèmes pâturés (Breymer et al., 1975 ; Loiseau et al., 1984) ». Parmi toutes les espèces fouisseuses, les gros coléoptères sont particulièrement intéressants car :

- leurs caractéristiques physiologiques et écologiques (longue durée de vie, maturité sexuelle tardive, faible fécondité, soins parentaux aux jeunes) les rendent sensibles aux perturbations du milieu,
- ils enfouissent une grande quantité de matière organique dans le sol,
- lorsqu'ils sont présents, les autres espèces d'insectes coprophages sont aussi présents (Maciejewski, 2012a).

Le dernier processus est le rôle sanitaire de ces coléoptères, car ils limitent le développement de diptères coprophiles nuisibles, et réduisent la propagation des parasites gastro-intestinaux du bétail (Perrin & Lumaret, 2019). La régulation des effectifs de ces parasites est la conséquence de la compétition qu'ils exercent pour la ressource trophique, de l'action mécanique (activité de trituration de la matière fécale et creusement des galeries) qui endommagent les œufs, de la prédation par des organismes amenés par les bousiers (Tixier, 2014).

Or, certains traitements antiparasitaires administrés au bétail pour lutter contre les strongles, ténias, douves et autres parasites internes peuvent se retrouver dans leurs fèces et y conserver un temps leur effet insecticide. Les insectes coprophages, voire la mésofaune édaphique et les lombriciens, qui colonisent rapidement ces fèces peuvent donc être affectés par ces insecticides et ainsi ne plus jouer ce rôle de recycleurs. Si les traitements en étable n'ont pas d'effet sur les insectes des pelouses pâturées en été, certains traitements encore pratiqués en estive comme l'administration des pyréthrinoides pour lutter contre les insectes piqueurs, vecteurs possibles de maladies, ou les anciennes pratiques d'administration sous forme d'un bolus intestinal qui libère les insecticides durant plus de 4 mois, peuvent avoir un effet sur les coprophages. Or, leur élimination partielle, même pendant un laps de



temps court peut conduire à plus que doubler le temps de disparition des bouses de la surface du sol (Lumaret, 1986 in Lumaret, 2001). Une exclusion totale des insectes durant le premier mois qui suit le dépôt d'une bouse allonge considérablement le délai nécessaire à sa disparition (Lumaret & Kadiri, 1995 in Lumaret, 2001).

Or, sans l'intervention des insectes coprophages, les fèces ne sont plus décomposées, elles séchent et persistent beaucoup plus longtemps sur le sol. La persistance au sol des bouses peut alors avoir diverses conséquences. Il s'agit d'abord d'une immobilisation de la matière organique et d'une fraction non négligeable d'éléments minéraux. Ensuite, les excréments déposés au sol occupent une certaine surface, laquelle peut devenir conséquente si ils s'accumulent, ils diminuent directement ou indirectement (par la constitution des refus) les surfaces pâturables (Waterhouse, 1974 in Lumaret, 2001).

Que peut-on tirer de ces études vis à vis de l'impact des traitements antiparasitaires sur l'état de conservation ?

→ **sur la composition en espèces et la biodiversité :**

Nous reprenons ici la synthèse rédigée par E. Jacq (2014) dans son mémoire bibliographique :

« De très nombreuses études ont mis en évidence les effets toxiques des produits antiparasitaires sur la faune non cible des excréments. Les endectocides (abamectine (Houlding et al., 1991), doramectine (Suarez et al., 2003), éprinomectine (NRA, 1997), en particulier l'ivermectine, ont des effets létaux et sub-létaux sur les coléoptères et sur les diptères (Strong et al., 1992, 1996 ; Floate, 1998) ; Gover et al., 1995 ; Wardhaugh et al., 1988). En revanche, les vers de terre (*Lumbricidae*) ne semblent pas affectés par la plupart des produits (Halley et al., 2005 ; Svendsen et al., 2005 ; Madsen et al., 1990).

Les effets de l'ivermectine ne sont pas toujours élevés sur les coprophages adultes, ce qui laisserait supposer une faible toxicité. Cependant, son impact sur les larves est très important (Lumaret et al., 2002) et prolongé, de l'ordre de une à trois semaines sur les larves de coléoptères, et de plus de quatre semaines sur les larves de diptères (Virilouvet, 2007). Cette rémanence affecte dangereusement les générations suivantes. Krüger et al. (1998), ont ainsi montré qu'un traitement à l'ivermectine pouvait engendrer un changement dans la structure des communautés d'insectes inféodés aux excréments chez les bovins, en réduisant le nombre d'espèces dans l'écosystème bouse et en renforçant parallèlement la dominance de certaines des espèces restantes. En effet, les insectes colonisent la déjection pendant les jours où les concentrations maximales d'antiparasitaires sont libérées, c'est à dire 3, 4 et 5 jours après le traitement (Roué, 2003), ce qui les expose à une intoxication maximale.



De plus, les espèces monovoltines (qui n'ont qu'une seule période de ponte par an) sont plus sensibles que les espèces multivoltines (qui ont plusieurs périodes de ponte par an) (*com. pers.* J.F. Elder). Si le traitement coïncide avec la période de reproduction des insectes, le risque sera important pour la population (Ridsdill-Smith, 1993 ; MacKellar, 1997). Il en est de même pour les espèces qui se reproduisent peu (*Scarabaeinae*).

Lumaret et Errouissi (2002) ont réalisé une synthèse des études prouvant la toxicité de nombreux antiparasitaires. Ainsi, les organophosphorés (Phénothiazine, coumaphos, ruélène, pipérazine et dichlorvos (Lumaret, 1986 ; Kadiri et al., 1999), les pyréthriinoïdes (cyperméthrine (Krüger et al., 1999), deltaméthrine (Wardhaugh et al., 1998), cyhalothrine (Bianchin et al., 1992, 1998) fenvalérate (Schreiber et al., 1997), fluméthrine (Krüger et al., 1998) et certains régulateurs de croissance (diflubenzuron (Fincher, 1991)) ont aussi des effets nocifs reconnus sur les coprophages ».

→ **sur l'état de conservation**

Du fait de leur caractère d'espèces « clés de voûte » et de la multiplicité de leurs rôles fonctionnels, les bousiers sont susceptibles de constituer un groupe d'insectes bio-indicateurs du fonctionnement des habitats pastoraux (Perrin et Jay-Robert, 2019). Parmi les méthodes actuelles d'évaluation de l'état de conservation des pelouses, une seule concernant les pelouses calcicoles propose de retenir ce groupe d'espèces comme indicateur à évaluer à l'échelle de chaque unité d'habitat (Maciejewski et al., 2012, 2013 et 2015).

La méthode d'évaluation a distingué deux indicateurs sur les coprophages, suite à l'implication des chercheurs de l'Université de Montpellier 3 (Pierre Jay-Robert et Jean-Pierre Lumaret). Le premier (voir A dans Tableau 21) est obligatoire, il concerne l'activité des coprophages dans les excréments ; il est donc directement en lien avec les effets d'éventuels traitements antiparasitaires du bétail. Le deuxième (B dans Tableau 21) est optionnel, car trouver des gros coléoptères exigeants implique de réaliser des piégeages attractifs, et il fonctionne comme un bonus (leur absence ou non observation ne dégrade pas l'évaluation de l'état de conservation, mais leur présence améliore la note) ; outre le rôle d'indicateur d'un bon fonctionnement du recyclage, leur absence est aussi révélateur d'une forte pression de fréquentation des troupeaux (voir chapitres 1.3.2 sur l'eutrophisation et 1.3.6 sur le surpâturage).

CRITÈRE	INDICATEUR		MODALITÉ (pelouses)	NOTE
	Options	Description des indicateurs		
Coprophages (au choix A, ou A+B)	A	indicateur 'observation activité des coprophages'	activité de coprophages dans les excréments	0
			absence d'activité	-5
	B	indicateur 'gros coléoptères exigeants'	0 - 1 ou 2 (selon la région) coléoptères exigeants	+2
			1 ou 2 (selon la région) coléoptères exigeants	+5
		> 1 ou 2 (selon la région) coléoptères exigeants	+10	

Tableau 21 : Utilisation des indicateurs liés aux insectes coprophages pour la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats agropastoraux (in Maciejewski, 2015)

Pour l'indicateur « gros coléoptères exigeants », les espèces et les seuils sont précisés (Tableau 22 pour les Alpes) :

CD_NOM	Espèces	Taille	Guilde	Répartition			Raréité	Période d'apparition dans l'année								Type d'encrement			Type de milieu		
				France ensemble	Méd.	rép. restreinte		Av	Mai	Jun	Jul	Aou	Sep	Oct	Vache	Brebis	Omniv	Ouverts	Dunai	semi-ouvert	
Zone Alpine - Montagnes																					
10548	<i>Geotrupes stercorarius</i> (Linnaeus, 1758)	12-27 mm	épaisseur	P			C	1	2	2	3	3	3	1	3	1	1				
10813	<i>Copris lunaris</i> (Linnaeus, 1758)	15-24 mm	épaisseur	P	marginal		C	3	3	2	2	2	2	3	1			P	P		
10567	<i>Trypocopris alpinus</i> (Sturm & Hagenbach, 1825)	10-12 mm	épaisseur			alpes	AR			2	3	2		3	2						
200629	<i>Trypocopris pyrenaeus</i> (Charpentier, 1825)	12-20 mm	épaisseur	localisé	peu présent	pas dans les alpes	C	2	3	3	2	2		2	2	2					
							Totaux	7	10	11	9	7									

Tableau 22 : Liste des gros coléoptères coprophages utilisée pour la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats agropastoraux (in Maciejewski et al., 2015)

Or, Le nombre d'espèces de grande à moyenne taille décroît régulièrement quand le gradient altitudinal augmente, alors que les petites espèces deviennent largement dominantes au-dessus de 1500 m (Lumaret et Stienet, 1994 in Maciejewski, 2012a). Les seuils pour la zone alpine montagnarde sont donc :

- Aucune espèce relevée sur le site de manière significative, c'est-à-dire au moins deux individus par piège par semaine de juin à juillet, plan d'échantillonnage significatif (à dire d'expert) → 0
- Une espèce relevée sur le site, avec au moins deux individus par piège par semaine de juin à juillet, plan d'échantillonnage significatif (à dire d'expert) → +1
- Plus d'une espèce relevée sur le site, avec au moins deux individus par piège par semaine de juin à juillet, plan d'échantillonnage significatif (à dire d'expert) → +2

Toutes les autres méthodes ne s'intéressent qu'à la végétation et ne prennent donc pas en compte les coprophages pour évaluer l'état de conservation. En Aragon, un indicateur « densité d'excréments » est noté pour évaluer les perspectives d'avenir, mais il est pris pour évaluer la pression pastorale.

Ce que l'on peut retenir de la synthèse des études scientifiques pour notre objectif d'intégrer les traitements antiparasitaires dans une méthode d'évaluation de l'état de conservation :

Il est évident que ces traitements ont un impact important sur la biodiversité des insectes coprophages donc indirectement sur le recyclage de la matière organique de toutes les végétations que nous ciblons. Néanmoins, comme notre étude cible le compartiment végétal des pelouses, nous ne pourrions ni proposer, ni tester des indicateurs. C'est pour cette raison que le Parc national de la Vanoise poursuit son partenariat avec le CEFÉ sous la forme d'un programme de recherche en cours sur l'état de conservation des communautés d'insectes coprophages.

1.3.7- Autres influences des pratiques pastorales

Au-delà des effets majeurs du pastoralisme sur les végétations (blocage de la dynamique naturelle conduisant au retour des pelouses subalpines à des landes ou des forêts, eutrophisation ou dégradation du couvert végétal en cas d'intensification des pratiques), les pratiques pastorales peuvent avoir d'autres influences sur les végétations d'altitude et la biodiversité qu'elles hébergent.

→ *Le type de troupeau, les modes de conduite, le calendrier de pâturage*

La période de pâturage couplée à son intensité ou la composition du troupeau peuvent avoir des conséquences sur certaines végétations.

Les herbivores sauvages ou domestiques sont amenés à sélectionner les plantes selon leurs caractéristiques physiques ou chimiques, dans le but d'atteindre leurs besoins nutritionnels (Demment et Van Soest 1985 in Lefebvre, 2016). Ce processus de sélection d'espèces végétales par les herbivores peut, à long terme, être à l'origine d'un changement de composition floristique des communautés végétales, favorisant l'augmentation de l'abondance des plantes non-consommées par les herbivores ou de celles tolérant l'herbivorie ([Wardle et al. 2001 ; Bardgett et Wardle 2003 ; Bråthen et Øksanen 2001] in Lefebvre, 2016).

La comparaison de plusieurs alpages pyrénéens exploités de longue date par des troupeaux ovins ou bovins permet à Sebastià et al. (2008) d'illustrer les effets de cette consommation sélective sur la composition floristique et la biodiversité globale. Le type de troupeau a tendance à favoriser le développement de certaines espèces : un groupe de plantes étroitement associées aux zones pâturées par les moutons, comprenant principalement des espèces acides typiques communément trouvées dans les nardaies, telles que *Nardus stricta*, *Endressia pyrenaica* et *Phyteuma hemisphaericum*, alors que de très nombreuses autres espèces étaient liées au pâturage bovin, avec une très forte préférence pour *Festuca nigrescens*. Le pâturage par les moutons conduit aussi à une homogénéisation plus importante de la végétation. La richesse en espèces a augmenté tandis que la régularité a diminué dans les zones pâturées par les moutons (nombre moyen d'espèces par parcelle $25 \pm 1,2$) par rapport aux zones pâturées par les bovins (nombre moyen d'espèces par parcelle $20 \pm 1,3$). Mais l'indice global de diversité Shannon-Wiener

estimé n'était pas significativement différent entre les traitements. Néanmoins, ces différences sont moindres que celles liées aux facteurs stationnels.

Levebvre (2016) relate que le type d'herbivores influe aussi la nature des excréments (voir chapitre sur l'eutrophisation) en lien avec la variabilité des régimes alimentaires et des caractéristiques des systèmes digestifs (Clauss et al. 2002 ; Bakker et al. 2004 in Lefebvre, 2016). Bakker et al. (2004 in Lefebvre, 2016) émettent l'hypothèse que la distribution de l'azote par les petits herbivores serait plus homogène en raison d'excréments de petite taille, répartis de manière plus uniforme. Et plus les excréments sont petits, plus leur décomposition est rapide et plus la disponibilité en azote pour les plantes est importante.

Pour ce qui nous concerne, il est connu que certaines espèces structurantes des pelouses d'altitude, notamment le nard, la féтуque paniculée ou le brachypode, perdent leur appétence au cours de la saison et sont alors délaissées par les troupeaux. Le pâturage exclusivement par des moutons peut ainsi conduire à une prédominance du nard, car les moutons l'évitent. Il en est de même si le pâturage est trop tardif. Mais les troupeaux bovins ou les chèvres consomment mieux le nard qui est alors mieux contrôlé (Grant et al. 1996, Galvanek et Janak, 2008). Néanmoins, **paître trop tôt au printemps et en été, par exemple avant la floraison et l'ensemencement des plantes vasculaires précoces peuvent conduire à leur raréfaction voire leur disparition pour les plus rares**. La conduite des moutons par un berger afin d'éviter le pâturage sélectif, qui favorise la propagation du nard, est importante (Bensettiti et al. 2005). Une combinaison de fauche et de pâturage est la méthode traditionnelle utilisée dans les prairies semi-naturelles dans de nombreuses régions d'Europe. Cette pratique est fortement recommandée par exemple pour les pelouses à féтуque paniculée, car la fauche en tant que méthode non sélective d'élimination de la biomasse favorise des espèces différentes que le pâturage sélectif (Galvanek et Janak, 2008). Mais la fauche sur des pelouses à nard développées sur sols très pauvres, avec l'élimination régulière de la biomasse, peut dans certains cas conduire à une oligotrophisation progressive et à une diminution du nombre d'espèces ([Krahulec et al. 1996, Halada et al. 2001] in Galvanek et Janak, 2008).

Garde et al. (2015) donnent un autre exemple d'évolution des végétations pastorales en cas de conduite des troupeaux inadaptés : « on constate parfois certaines dérives de végétation, par exemple vers des plantes en rosette indicatrices de temps de séjour bien trop prolongé avec un chargement instantané faible, induisant passages et tris répétés ».

Pour aller plus loin, voir les paragraphes sur le nard dans le chapitre « espèces monopolistes ».

→ le surpâturage

Le surpâturage correspond au fait qu'il pature plus de bêtes que le milieu ne peut en supporter sans dommages. Il peut se décomposer en plusieurs facteurs complémentaires : un très fort prélèvement de la végétation s'accompagnant en général d'un sur-piétinement et selon les pratiques d'une eutrophisation (si les animaux rejettent massivement leurs excréments, comme par exemple dans les parcs de nuit) ; il faut ainsi noter que plusieurs études ne font pas forcément la distinction entre ces différents facteurs, ce qui peut engendrer des confusions sur l'interprétation des résultats. Le facteur est donc lié au nombre de bêtes mis en pature mais également aux dates et modes d'estive, à la fréquence de pâturage et enfin de la capacité de charge du milieu. De manière générale, les impacts locaux du surpâturage s'exercent sur la composition du couvert végétal, qui s'enrichit en espèces peu appétentes, et sur la qualité structurale des sols soumis à un piétinement intensif et à une mise à nu accrue (voir chapitres précédents)(Lavorel & Crouzat, 2018).

Des réactions morphologiques des espèces les plus plastiques constituent un mode d'adaptation des végétations soumises à des fortes « pressions » de pâturage : raccourcissement des entre-noeuds, bourgeons au ras du sol, ports en rosette, etc. ([Hedin et al., 1982 et Grime, 1986] in Dorée, 1998 ; Anonyme, ? ; Bornard et al., 2006 ; Peglion, 2017 ; Dumont et al., 2007 ; Garde et al., 2015), augmentation de la part des graminoides bas et des légumineuses adaptées à la défoliation fréquente, comme *Lolium perenne* et *Trifolium repens* ([Bullock et al., 1994 & Watt et al., 1996] in Barbaro et al. 2004), nanification des espèces herbacées (Peglion, 2017). Bornard et al. (2006) propose même un indicateur basé sur la taille des

folioles du trèfle alpin : quand elles mesurent moins de 2 cm au mois d'août, c'est pour lui signe d'un surpâturage. Cet indicateur a été testé lors de la phase préliminaire (Debay & Augé, 2016), mais il n'est pas ressorti comme pertinent.

A plus large échelle, **une pression de pâturage élevée homogénéise le paysage et la diversité des milieux avec une sélection d'espèces tolérantes et / ou résistantes et les effets sur la végétation seront d'autant plus durables que la fréquence de pâturage augmente** (Augustine et McNaughton 1998 in Austrheim & Eriksson, 2001). Étant donné que la plupart des plantes alpines sont des plantes vivaces longévives et se reproduisant majoritairement par voie végétative ([Billings 1974, 1988, Crawford 1989. Molau 1993] in Austrheim & Eriksson, 2001), il est probable que ces effets soient persistants à l'échelle locale. Pour ces auteurs, **le pâturage même sans être intense pourrait être négatif sur la richesse en espèces végétales dans les communautés extrêmement peu productives (landes stériles, combes à neige).**

Sur l'entomofaune, il a été montré dans le Parc national Alpi Marittime en Italie mais aussi en France que les assemblages locaux d'espèces de bousiers (*Coleoptera*, *Scarabaeidae*) dépendent de l'intensité du pâturage exercé sur les prairies (Negro et al. 2011 in Lavorel & Crouzat, 2018 ; Perrin & Jay-Robert, 2019), mais les facteurs mis en cause sont beaucoup plus l'eutrophisation et le sur-piétinement (se référer donc plutôt au chapitres 1.3.2 et 1.3.3) que le prélèvement excessif de la végétation.

Les influences négatives du surpâturage sont également connues pour différentes espèces d'arthropodes, dont de nombreux pollinisateurs (papillons, diptères...) (voir par exemple le diagnostic des populations de syrphes des pelouses et landes subalpines en Haute-Savoie proposé par Speight & Castella, 2005 in Lavorel & Crouzat, 2018).

Le surpâturage, qui se décompose en un prélèvement excessif de la végétation et un surpiétinement impacte aussi fortement les populations d'insectes dépendant de la végétation, notamment les orthoptères qui sont pour nombre d'entre eux des phytophages et les lépidoptères dont les chenilles sont phytophages et les adultes souvent nectariphages (Kruess, & Tschardtke, 2002). Les études qui ont comparé les peuplements de ces taxons en fonction de l'intensité de pâturage ont pour la plupart conclu à une baisse, parfois drastique, du nombre d'individus et de la richesse spécifique. Gueguen & Gueguen-Genest (1987) ont ainsi mesuré qu'après 3 années de pâturage, il ne restait plus dans la nardaie que 2 % des effectifs de *Gomphocerus sibiricus* recensés initialement, avec un impact énorme sur les premiers stades larvaires qui étaient présents au moment du passage du troupeau.

Plus précisément, comme l'ont relaté Jaulin & Baillet (2007), et Puissant & Voisin (1998), « il semblerait que chaque espèce réagisse différemment selon son écologie (Morris, 1967). Cette remarque est confirmée par l'étude de Voisin (1995) et elle a entraîné d'autres recherches dans cette voie : Gueguen (1990, 1996), Gueguen & Gueguen-Genest (1987). »

Le pâturage extensif ne semble pas affecter les orthoptères (Lemonnier-Darcemont et al., 2018), mais avec une intensité plus forte « il peut avoir un effet bénéfique dans un premier temps par une ouverture des milieux et la création de plages de terre, lieu de ponte favorable aux femelles de nombreuses espèces d'Orthoptères. Cependant, à long terme, des espèces plus sensibles peuvent disparaître. Dans un premier temps, le pâturage favorise les espèces thermophiles vagiles, comme *Chorthippus biguttulus*, *C. brunneus*, qui apprécient la végétation rase. D'ailleurs, de nombreuses espèces collinéennes peuvent s'étendre en altitude ». Puissant & Voisin (1998) ont aussi trouvé **dans les Pyrénées une espèce (*Omocestus haemorrhoidalis*) dont les effectifs explosent dans les sites surpâturés, et cette espèce est pour eux considérée comme un bio-indicateur de l'état de santé des prairies.** Sur leur site, **au subalpin, le surpâturage se traduit par une chute des effectifs d'orthoptères, un déséquilibre du nombre d'individus entre les espèces, mais la richesse spécifique est comparable.** Il en est de même pour Jaulin (2004) dans les Albères (Pyrénées-Orientales) où seules quelques espèces affectionnant les grandes surfaces de sol nu, notamment celles des rocailles, se maintiennent (*Calliptamus barbarus*, *Oedipoda caerulescens*, *Aiolopus strepens*).

Pour Jaulin & Baillet (2007) sur un site en Chartreuse, le facteur essentiel mis en avant est le surpiétinement, car il a un effet destructeur sur la végétation et il fait fuir de nombreuses espèces. Pour eux et Jaulin (2004), la surfréquentation touristique a les mêmes effets. **Pour les**

lépidoptères, le faible nombre de plantes en fleurs observé sur les sites surpâturés contribue à une concurrence intra et interspécifique entraînant une plus forte mortalité.

Pour Puissant & Voisin (1998) et Lemonnier-Darcemont et al. (2018), la concurrence entre les orthoptères phytophages et les herbivores domestiques est aussi une explication de l'impact sur les populations d'orthoptères. Pour les lépidoptères, l'origine de la baisse de la diversité et du nombre d'individus est lié à la baisse de hauteur de la végétation, qui là-aussi indique une baisse de la ressource pour les chenilles, et le manque de plantes fleuries (Kruess, & Tscharntke, 2002). De façon surprenante, aucun auteur n'avance la consommation directe des chenilles comme impact direct du surpâturage sur les papillons.

→ *le brûlage, l'écobuage*

Cette pratique utilisée pour détruire la litière des espèces non consommées par les troupeaux ou pour limiter l'extension des ligneux est peu ou pas pratiquée en Vanoise. Or, cette pratique si elle est appliquée régulièrement peut entraîner des changements de composition végétale et peut favoriser la propagation d'espèces pyrophiles plus ou moins envahissantes comme la fougère aigle ou la molinie (aussi l'asphodèle?) (Bensettiti et al. 2005). Si elle est pratiquée pour contenir la progression d'espèces sociales comme la fétuque paniculée ou le brachypode, l'effet sur la quantité de litière et la densité de végétation est immédiat, mais leur repousse peut être stimulée (Peglion, 2017). Elle a aussi un impact fort sur le sol et sur la faune par destruction des espèces qui ne peuvent se déplacer rapidement.

1.3.8- Synthèse : les facteurs à prendre en compte pour évaluer l'état de conservation des pelouses d'altitude

Les chapitres précédents illustrent que les pelouses d'altitude sont en équilibre dynamique permanent, c'est-à-dire un équilibre qui existe dans des conditions données, qui est susceptible d'évoluer sous l'influence des facteurs naturels ou anthropiques (Peglion, 2017). Les différentes pressions conduisant à l'évolution des pelouses d'altitude peuvent être explicités à l'aide du schéma suivant (Figure 9), déclinable ensuite pour chaque habitat selon son contexte écologique spécifique (voir chaque analyse décrites dans la partie suivante :

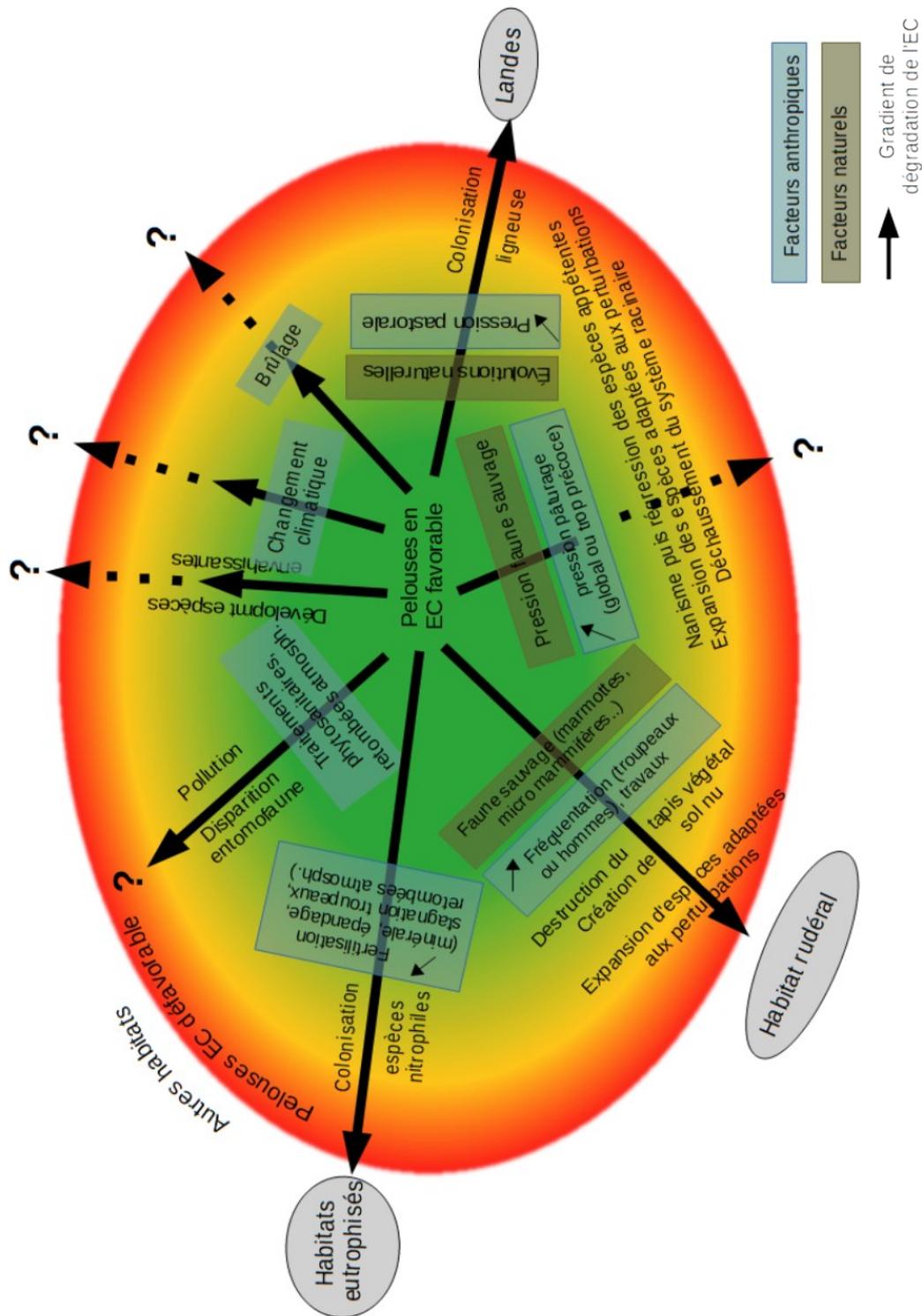


Figure 9 : Évolutions possibles de l'état de conservation des pelouses d'altitude selon les pressions qu'elles subissent

Le cercle de couleur représente la diversité des faciès que peut prendre l'habitat selon les conditions écologiques et les pressions anthropiques locales ; ces faciès peuvent être classés selon un gradient d'état de conservation allant du bon état en vert à un état défavorable en rouge. Si l'intensité et la durée des pressions dépassent le seuil de résilience de l'habitat, il y a passage à d'autres habitats (ellipses grises). Chaque pression décrite au chapitre 1.3 est individualisée sur le schéma par un gradient symbolisé par une flèche, sur laquelle sont précisés les facteurs naturels ou anthropiques qui impactent l'habitat, les conséquences écologiques repérables et le cas échéant les habitats résultants si les facteurs dépassent le seuil de résilience de l'habitat. Les flèches en trait plein représentent les gradients connus et valables pour toutes les pelouses d'altitude et celles se terminant en trait pointillé représentent les évolutions pour lesquelles nous ne pouvons pas préciser jusqu'où le gradient peut évoluer, ou les évolutions connues seulement pour certaines pelouses.

1.3.9- Résilience, réversibilité des dégradations et état de conservation

Comme l'explique Maciejewski et al, (2016), « il est possible de faire un lien entre la résilience et l'état de conservation. Le concept de résilience a beaucoup évolué depuis les premiers travaux de Holling (1973). Walker et al. (2004) ont proposé de la définir en quatre points fondamentaux :

- l'amplitude de variation (ou latitude), c'est-à-dire le changement maximal qu'un système peut endurer avant de perdre sa capacité à revenir à l'identique ;
- la résistance aux perturbations, la difficulté qu'a un système à changer ;
- la précarité qui correspond à la distance entre l'état actuel du système et le seuil de dégradation irréversible ;
- la panarchie : parce qu'il existe des interactions entre les niveaux d'organisation, la résilience d'un système à l'un de ces niveaux d'organisation va dépendre des influences des niveaux inférieurs et supérieurs.

L'état de conservation d'un polygone d'habitat est un constat à l'instant présent. Une amélioration de l'état de conservation entraîne une diminution de la précarité. L'amplitude de variation et la résistance aux perturbations sont des caractéristiques en partie intrinsèques à un type d'habitat. D'une manière générale, la capacité de résilience traduit le positionnement de ce système vis-à-vis des autres états possibles. La capacité de résilience d'un système aura une très grande importance pour le gestionnaire dans le cadre de la définition des actions de gestion qui ont pour objectif l'amélioration de l'état de conservation (donc le faire passer d'un état à un autre). »

Une des questions que le groupe de pilotage en charge du suivi de l'étude a posé était la nécessité, l'utilité, le lien entre l'état de conservation, le niveau de dégradation subi par l'habitat évalué et la réversibilité de la dégradation. Parmi les différents auteurs qui ont proposé des modèles, nous avons retenu celui de Vecrin (2003), sur lequel nous proposons de superposer le gradient d'état de conservation. A l'instar de Vecrin (2003) ou Müller et al. (1998), il nous semble devoir séparer deux cas :

- les dynamiques naturelles qui conduisent à faire évoluer un habitat semi-naturel issu d'un défrichement puis d'une gestion par le pastoralisme vers un retour à son état plus ou moins proche de celui d'origine, correspondant dans ce qui précède au phénomène d'enfrichement ou de colonisation par la lande (voir chapitre 1.3.1) ;
- les dégradations liées à des actions anthropiques nouvelles directes : eutrophisation, dégradation du couvert végétal, surpâturage, écobuage...
- les dégradations liées à des actions anthropiques indirectes, c'est à dire celles qui sont amplifiées par des phénomènes « naturels » : érosion après création de sol nu, envahissement par les espèces envahissantes, réchauffement climatique.

En suivant l'approche et le vocabulaire de Le Floch & Aronson (1995), Müller et al. (1998) établi plusieurs principes : (1) les faibles niveaux de dégradation devraient permettre une restauration passive, c'est à dire par retour naturel ou mise en œuvre d'une « simple » gestion extensive ; (2) un niveau de dégradation plus important rend nécessaire une intervention plus active visant à la récupération d'écosystèmes fonctionnellement similaires par un processus de réhabilitation, qui peut conduire à un écosystème de transition qui évoluera alors plus ou moins rapidement vers « l'état d'équilibre alternatif », correspondant plus ou moins à l'écosystème présent avant la perturbation humaine ; (3) si un ou plusieurs seuils d'irréversibilité de la dégradation ont été franchis, une réallocation peut être tentée afin de créer un nouveau et différent type d'écosystème de prairie.

Pour chacun des gradients décrits précédemment et les habitats de pelouses d'altitude, nous pouvons décrire quelques actions de restauration adaptées à ces niveaux de dégradation (d'après Müller et al., 1998...)(Tableau 23) :

	Restauration « passive »	Restauration active Réhabilitation
Colonisation par la lande	Remise en place d'un pastoralisme avec pratiques adaptées au pâturage des milieux en cours d'enfrichement	Interventions mécaniques couplées à un pastoralisme adapté pour contrer les repousses ligneuses ; pastoralisme avec troupeau de chèvres
Eutrophisation	Arrêt des pratiques d'intensification : arrêt ou modification des pratiques conduisant à la fertilisation (changement des places de traite ou des parcs de nuit, arrêt des épandages) dans le cas général puisque les pelouses d'altitude sont très majoritairement naturellement oligotrophes, augmentation des exports de l'herbe produite	Semer des espèces exigeantes en éléments nutritifs telles que <i>Lolium multiflorum</i> , <i>L. x. boucheanum</i> et exporter l'herbe produite (Delpech, 1991) ?
Dégradation du tapis végétal, création de sol nu	Arrêt des pratiques conduisant à la création de sol nu, mise en défens, mais la revégétalisation naturelle est très lente selon l'habitat concerné (à l'extrême plusieurs siècles pour les pelouses à <i>Carex curvula</i>)	Revégétalisation conduisant à un habitat de substitution qui peut ensuite parfois évoluer vers un état proche de l'habitat d'origine (cf. projets AlpGrain, Sem'les Alpes)
Colonisation par les espèces exotiques envahissantes	Élimination des espèces de manière très précoce	Moyens de lutte active en général obligatoire dès que l'espèce est bien implantée
Colonisation par les espèces monopolistes	Élimination des espèces, pratiques pastorales adaptées	Moyens de lutte active
Surpâturage	Baisse de la pression pastorale	Mise en défens

Tableau 23 : Exemples d'interventions de restauration pour les différentes pressions impactant l'état de conservation des pelouses d'altitude

Les suivis menés sur des expérimentations de restauration suite à des dégradations anthropiques montrent que les résultats théoriques sont difficiles à atteindre et les durées de retour vers l'habitat proche de l'origine peut prendre beaucoup de temps, surtout dans notre contexte de haute altitude où les processus écologiques sont ralentis à cause des contraintes climatiques :

- fertilisation : Müller et al. (1998) cite plusieurs études néerlandaises (Bakker 1989 ; Oomes 1990 ; Berendse et al. 1992) qui montrent que même si la biomasse herbacée sèche diminue rapidement après l'arrêt de la fertilisation, la richesse botanique n'augmente pas rapidement. Ceci est lié aux réserves considérables de fertilisants dans le sol, qui doivent d'abord être utilisées par les espèces exigeantes en nutriments avant qu'elles ne déclinent, ainsi qu'à la densité élevée de la végétation des prairies, qui inhibe le retour spontané de nouvelles propagules en provenance des habitats alentour.
- Revégétalisation après travaux : Müller et al. (1998) relate l'expérience de Bédécarrats (1991) qui a étudié l'évolution de prairies ainsi semées et a trouvé trois étapes principales dans l'évolution de ces communautés : (1) pendant la première étape (1 à 3 ans), les espèces semées et certaines espèces rudérales dominent. La prairie semble artificielle par rapport à la végétation spontanée voisine ; la richesse moyenne en espèces est d'environ 15 espèces. (2) La deuxième étape est transitoire, correspondant à la colonisation par des espèces indigènes telles que *Dactylis glomerata*, *Rumex acetosella*, *Trifolium pratense*, *Deschampsia caespitosa*, *Achillea millefolium* et *Tussilago farfara* à l'étage subalpin et *Poa alpina* et *Alchemilla vulgaris* à l'alpin. En conséquence, la richesse en espèces augmente tandis que la contribution des espèces semées diminue. (3) Enfin, la troisième étape (6 ans et plus) est une étape de maturation au cours de laquelle apparaissent des espèces à mi-

succession, notamment *Festuca violacea*, *Carex sempervirens* et *Alchemilla pentaphyllea* à haute altitude. La richesse moyenne en espèces passe de 20 la sixième année à plus de 30 la neuvième année. Les communautés entrent alors dans une phase de stabilisation et ressemblent à des prairies spontanées à des altitudes similaires, mais pas forcément à l'habitat d'origine. Depuis quelques années, la revégétalisation en altitude bénéficie de programmes de recherche-développement successifs (Alp'Grain, Sem'lesAlpes) qui ont permis d'expérimenter plusieurs techniques et mélanges de graines, et développer une filière de graines récoltées localement.

Jusqu'à présent, aucune méthode d'évaluation de l'état de conservation n'a établi de relations avec les modèles de restauration ou de réhabilitation de la végétation, alors que les deux approchent qualifient les milieux ayant subis des dégradations. Nous pouvons donc faire une première proposition de lien entre capacité de restauration et l'état de conservation d'un habitat à l'aide du schéma suivant (Figure 10) :

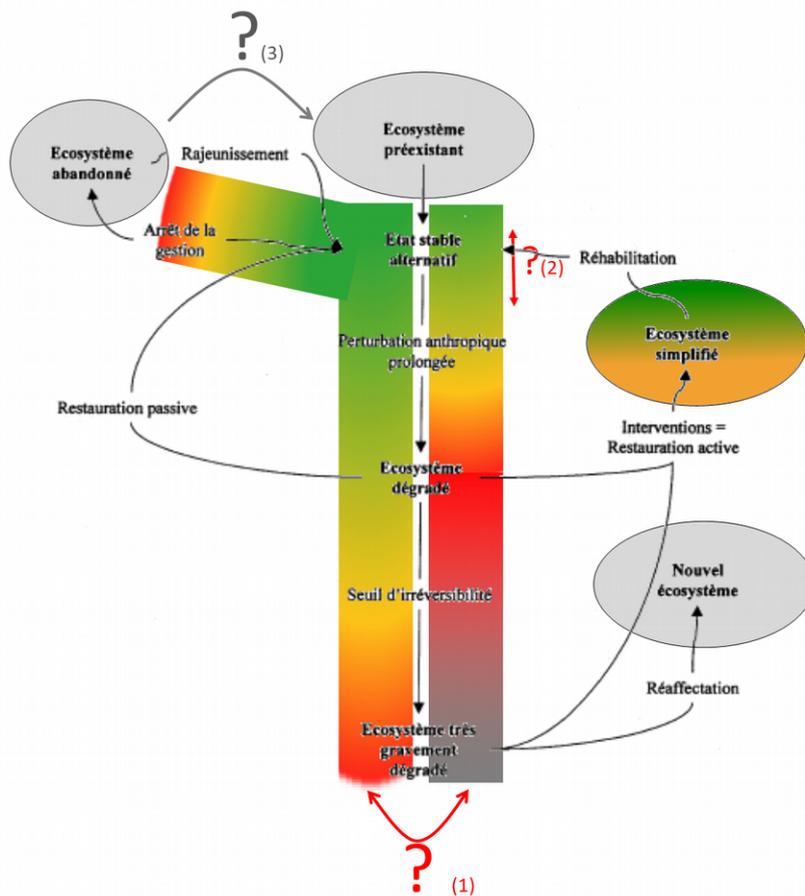


Figure 10 : Modèle présentant les différentes trajectoires possibles suite à la dégradation d'un écosystème et lien avec l'état de conservation

(modifié à partir de Vecrin M.P., 2003, Aronson et al., 1993 et 1995) et Müller et al., 1998)

Sur le schéma présentant le modèle proposé par Vecrin, nous avons superposé aux trajectoires d'évolution des milieux les gradients d'état de conservation tels que proposés sur la figure 12 du paragraphe précédent ; « l'état stable alternatif » correspond à l'habitat jugé par hypothèse en bon état de conservation ; les cercles gris signifient que pour nous ces faciès ou habitats sont *a priori* des habitats différents de l'habitat à évaluer ; les bandes colorées représentent le gradient d'état de conservation de l'habitat évalué (vert= bon état de conservation ; orange=état de conservation altéré ; rouge=état de conservation dégradé) ; l'écosystème simplifié pourrait être classé en état de conservation favorable, altéré (voire dégradé?) selon le faciès obtenu. Les chiffres à côté des « ? » font référence au numéro dans le texte qui suit.

La Figure 10 montre qu'en l'absence de référence actuelle sur le lien entre l'état de conservation et la restaurabilité d'un habitat, il reste plusieurs questions ou hypothèses possibles :

1) Nous avons choisi d'inclure deux bandes colorées parallèles pour figurer le gradient d'état de conservation le long de la trajectoire globale de dégradation anthropique, car selon la nature des perturbations et comment sont définis les seuils entre les différents états de conservation, il est envisageable que la réversibilité des dégradations intervienne plus ou moins rapidement. Quelques exemples permettent d'illustrer ces questions :

- le sur-piétinement engendre une dégradation par apparition de sol nu sur une série de plusieurs cheminements (drailles). Or, selon que cette dégradation concerne des pelouses à *Carex curvula* ou des nardaies sur sol plat, la restauration passive par une reprise naturelle de la végétation sur ces cheminements va être très différente : elle est quasi impossible sans interventions actives, ou elle prendrait *a priori* plusieurs siècles pour les pelouses à *Carex curvula* (Williams et Marr, 1970 ; Grabherr, 1982), alors qu'elle semble beaucoup plus réaliste pour les nardaies. Doit-on alors considérer que dès l'apparition du phénomène de création de sol nu apparaît pour les pelouses à *Carex curvula*, l'état de conservation n'est plus bon, alors que pour les nardaies le passage à un état altéré serait différent ? Si l'érosion n'aggrave pas la situation et si les pratiques qui ont généré la création de ces cheminements s'arrêtent, la végétation entre les cheminements est *a priori* restée typique de l'habitat, même pour les pelouses à *Carex curvula*, et devrait le rester. Le passage à un état de conservation altéré puis dégradé (voir définitions au chapitre 1.2.1) n'est-il pas alors plutôt lié à une proportion de sol nu d'origine anthropique au sein de l'habitat ?
- Dans le cas d'une eutrophisation modérée ne faisant pas évoluer la végétation d'origine vers un autre habitat, les études synthétisées précédemment montrent que cette dégradation est très persistante dans le temps, même après arrêt des apports. Même les interventions de dénitrification restent aléatoires, surtout à haute altitude. Le seuil d'irréversibilité semble donc arriver très tôt sur ce gradient d'eutrophisation. Faut-il alors placer le passage entre les états de conservation bon à altéré ou altéré à dégradé au niveau de ce seuil ?

2) Lorsque les dégradations permettent un retour à un habitat proche de l'état d'origine, revient-on vraiment à un bon état de conservation pour toutes les dégradations ?

3) L'abandon du pastoralisme sur les pelouses situées à l'étage subalpin conduit à un écosystème abandonné de type lande, et en cas de prolongation de l'arrêt de la gestion, la question est de savoir si ils peuvent se rapprocher de l'écosystème préexistant ; à l'étage alpin ou subalpin supérieur, il n'y a même pas d'habitats en « état stable alternatif », car les pelouses d'altitude actuelles correspondent à peu près aux écosystèmes préexistants. La trajectoire « arrêt de la gestion » du modèle décrit par Vecrin (2003) se superpose bien *a priori* au gradient d'état de conservation en contexte non alpin.

2- Principes, matériels et méthodologie

2.1- Principes retenus pour évaluer l'état de conservation des pelouses d'altitude

2.1.1- Quel habitat de référence choisir ?

L'évaluation de l'état de conservation consiste à porter un jugement de valeur sur l'écart entre l'état de l'habitat à évaluer avec un état de référence. Cet état de référence peut être défini soit à partir d'un état « naturel », c'est à dire non perturbé par les activités humaines, soit signifier le meilleur état existant ou atteignable dans un espace donné où l'homme est considéré à part entière dans l'écosystème. Dans les méthodes élaborées récemment, cet état de référence est dénommé « état optimal souhaité » (Maciejewski *et al*, 2016). Les pelouses d'altitude concernées par notre étude

sont des habitats « naturels » ou « semi-naturels » au sens de la DHFF, qui ont été majoritairement influencées depuis des siècles par le pastoralisme et plus récemment par d'autres activités comme la fréquentation touristique. A l'étage subalpin, ces pelouses sont issues du défrichement des forêts, et elles évoluent naturellement sans le pastoralisme vers des landes et des forêts en lien avec la dynamique naturelle. **L'état optimal souhaité ne peut donc être que des faciès de pelouses subalpines exploitées par le pastoralisme.** A l'étage alpin où ces habitats n'évolueraient pas vers des landes ou des forêts, l'état optimal souhaité pourrait correspondre implicitement à un degré élevé sur un gradient de naturalité, ce concept de naturalité impliquant pour un écosystème que tous ses éléments structuraux et ses processus soient naturels (d'origine et intacts) (Machado, 2004 in Maciejewski et al, 2016). Néanmoins, le seuil d'état favorable ne correspond pas forcément au degré maximal de naturalité (Maciejewski et al, 2016), et là encore, vu l'historique des usages dans les Alpes et le cadrage de la DHFF qui demande dans son article 2 que « les mesures prises en vertu de la présente directive tiennent compte des exigences économiques, sociales et culturelles, ainsi que des particularités régionales et locales », **nous devons choisir pour les pelouses alpines des faciès exploités par le pastoralisme.**

Pour Maciejewski et al, (2016), « il existe différentes approches pour mettre en place l'état optimal souhaité, et celles-ci peuvent être combinées. Les principales approches envisagées ont été (e.g. Andersen et al., 2004 ; Borja et al., 2012 ; Johnson et al., 2013) :

(i) de le définir à partir des états actuels observés, l'idée étant de positionner une référence à partir de statistiques descriptives de données existantes, par exemple en créant des quantiles, ou en se positionnant arbitrairement par rapport à la médiane, ou encore par rapport aux meilleurs exemples disponibles. Cette approche nécessite des séries de données comparables ce qui en limite pour l'instant l'usage à une large échelle et pour de nombreux habitats ;

(ii) de se rapporter à un état historique, en choisissant arbitrairement par exemple le début de l'Holocène, le milieu du XIXe siècle, ou encore l'entrée en vigueur d'une réglementation. Cependant, on dispose généralement de très peu de données historiques précises. De plus, le choix d'une référence historique devrait être valable pour l'ensemble des habitats afin d'être cohérent (notamment pour une référence sur les surfaces), ce qui est difficilement réalisable. Par exemple pour les habitats rivulaires, cette référence pourrait être l'état avant les importantes pollutions liées à la révolution industrielle ;

(iii) de simuler un état de référence via une modélisation mathématique à partir de données existantes. Cependant, on ne dispose pas encore de modélisation assez fiable des habitats et de leur fonctionnement ; de plus la problématique des seuils (nécessaires à l'évaluation) n'est pas abordée sur le peu de modèles disponibles ;

(iv) de prendre en compte une expertise collective (naturalistes et gestionnaires, spécialistes des milieux étudiés) et la comparer avec les indicateurs relevés sur des sites d'étude pour aboutir à un consensus sur une ou plusieurs références. Cette dernière approche rejoint une formalisation implicite de la première approche quand les données manquent. »

Jusqu'à présent, les méthodes élaborées en France ont suivi cette dernière approche. Même si nous n'avions pas vraiment décrit d'état optimal souhaité lors de notre étude préliminaire (Debay et Augé, 2016), le fait de vouloir tester des indicateurs mesurés sur le terrain en le comparant à une évaluation à dire d'expert, revenait à suivre également cette approche ; nous avons même créé une catégorie « état optimal ». Or, l'un des biais de notre étude préliminaire a été que cet état optimal et les différents état de conservation ont été jugés à dire d'expert, et que les différents opérateurs n'ont pas eu la même façon de l'évaluer. Deux années après, il nous est toujours aussi difficile à ce stade de s'entendre entre experts et d'être plus précis pour ces pelouses sur les faciès à considérer en tant qu'état optimal souhaité sur le plan de :

- la structure de la végétation : accepte t'on par exemple la présence d'espèces ligneuses ou de sol nu, et jusqu'à quel seuil?
- la biodiversité : quel seuil en nombre d'espèces? Et ce d'autant plus que pour les nardaies, seuls les faciès riches en espèces sont d'intérêt communautaire !
- la composition floristique : faut-il que toutes les espèces caractéristiques de l'habitat au sens phytosociologique soient présentes, faut-il qu'elles soient dominantes?

Afin de s'affranchir de ces biais, nous avons choisi d'expérimenter une autre méthode de travail, qui s'affranchisse le plus possible d'une évaluation à dire d'expert de l'état optimal souhaité et des différents états de conservation. Celle-ci peut être rapportée à l'approche i) décrite précédemment.

2.1.2- Notre approche par « l'état de conservation des espèces typiques »

Pour la Directive Habitat-Faune-Flore (DHFF), un habitat est considéré dans un état de conservation favorable lorsque :

- son aire de répartition naturelle ainsi que les superficies qu'il couvre au sein de cette aire sont stables ou en extension ;
- la structure et les fonctions spécifiques nécessaires à son maintien à long terme existent et sont susceptibles de perdurer dans un avenir prévisible ;
- **l'état de conservation des espèces qui lui sont typiques est favorable.**

Notre objectif est de voir si nous pouvons définir les états de conservation en se focalisant sur la dernière partie de la définition, c'est-à-dire l'état de conservation des espèces qui lui sont typiques. Néanmoins, comme le souligne Maciejewski et al (2016), « aucune définition satisfaisante de ces espèces typiques n'est proposée ».

Maciejewski, (2010) a été la première à tenter d'établir des listes « d'espèces typiques » pour les habitats forestiers, en utilisant comme référence le guide méthodologique établi par le MNHN sur l'évaluation de l'état de conservation des habitats naturels et des espèces (Bensettiti et al., 2006). Pour ces auteurs, « les « espèces typiques » sont les espèces les plus appropriées pour diagnostiquer l'état de conservation de la structure et des fonctions de l'habitat. Le document ne présente pas de définition précise, mais plutôt des recommandations pour le choix de ces « espèces typiques » :

- espèces indicatrices appartenant à la liste préétablie dans les cahiers d'habitats par habitats élémentaires ,
- espèces diagnostiques selon le coefficient *phi* (Chytry et al., 2002),
- espèces caractéristiques au sens phytosociologique, c'est-à-dire qu'elles doivent avoir les fréquences les plus élevées dans les relevés, et également y être plus fréquentes que dans les relevés de toutes les autres associations où elles sont susceptibles d'être inventoriées (Royer, 2009),
- espèces ni trop communes, ni trop rares, facilement identifiables (même par un non-spécialiste), pérennes à moyen ou long terme (définition d'un indicateur), ceci pour l'utilisation pratique de cette liste. »

Comme Maciejewski (2010), « nous considérons qu'une espèce à elle seule peut difficilement diagnostiquer l'état de conservation de la structure et des fonctions d'un habitat, c'est pour cela qu'il est important de considérer ce concept au travers d'un « pool » d'espèces, qui ensemble peuvent permettre cette évaluation ».

Elle avait utilisé la base de données EcoPlant (Gégout et al., 2005) qui regroupe de très nombreux relevés phytosociologiques dans les forêts françaises. Mais, en l'absence de données sur l'état de conservation des habitats à l'emplacement des relevés, elle s'est servi « des traits d'histoire de vie des espèces et des indications sur leur écologie (appartenance au cortège de forêts anciennes, espèce « typique » pour d'autres états membres, espèce caractéristique au sens phytosociologique...) pour trouver le groupe d'espèces qui par sa présence maximisera la potentialité de la richesse spécifique pour tous les groupes taxonomiques potentiellement présents et les capacités de résilience de l'habitat. L'objectif étant de maintenir le maximum d'espèces avec la plus grande diversité possible de groupes taxonomiques et d'autécologies différentes pour donner « toutes les chances » à l'habitat de fonctionner correctement, dans le présent et dans l'avenir ». Les postulats et hypothèses fortes mais controversées de son étude était « qu'une espèce abondante et fréquente a une place plus importante dans la structure et le fonctionnement d'un écosystème qu'une espèce disséminée et peu fréquente », l'existence « d'une corrélation générale entre diversité et stabilité des écosystèmes » et l'utilisation directe des listes d'espèces typiques en tant qu'indicateur de l'état de conservation.

Au final, cet essai de mise en place de listes d'espèces typiques a été peu concluant, car « le principal frein à l'utilisation de ces listes se révèle être **la confusion avec les espèces permettant de déterminer l'habitat, et les difficultés rencontrées à interpréter la présence ou l'absence de ces espèces en matière de fonctionnement** ». Dans toutes les méthodes existantes, il a donc été « décidé de privilégier des listes d'espèces « indicatrices de », au sens d'indicatrices d'un aspect précis du fonctionnement (par exemple le cycle de la matière), afin de lever l'ambiguïté sur leur utilisation et d'améliorer la compréhension des indicateurs, pour notamment favoriser leur mise en place au niveau local. Les traits fonctionnels des espèces sont étudiés afin de mettre en place des listes et créer des groupes fonctionnels, c'est-à-dire des ensembles d'espèces qui ont des rapports similaires avec un processus spécifique de l'écosystème ou des réponses similaires à des conditions environnementales (Hooper et al., 2005) » (Maciejewski et al, 2016).

Comme l'a aussi souligné Poirel (2013), il est **indispensable de ne pas confondre la typicité de l'habitat au sens phytosociologique et son état de conservation**. En effet, un même type d'habitat (au sens du manuel d'interprétation EUR 28) présente une certaine variabilité en termes de composition floristique et faunistique, selon les contextes climatiques, biogéographiques, géomorphologiques, édaphiques, historiques, etc. (Leslie et al., 1996 ; Maciejewski et al, 2016). Un habitat peut donc être non typique par rapport à la description phytosociologique officielle du fait soit de contraintes écologiques ou géomorphologiques locales, soit d'une composition floristique intermédiaire avec d'autres habitats, soit à cause d'un certain isolement géographique qui n'a pas permis à toutes ces espèces d'être présentes, tout en ayant un bon état de conservation. Les espèces caractéristiques d'un habitat ne fournissent pas non plus d'éléments précis sur le rôle de chacune dans le fonctionnement de l'habitat. Ainsi, il est jugé délicat pour certains habitats de définir les compositions d'espèces associées à un état favorable (ou défavorable) à l'échelle d'un territoire aussi vaste que la France métropolitaine (Maciejewski et al, 2016). Le choix de travailler à l'échelle du Massif de la Vanoise devrait nous permettre de nous affranchir de cette variabilité géographique.

C'est pour toutes ces raisons que **nous avons choisi de nous affranchir des listes d'espèces déterminantes, caractéristiques, diagnostiques, indicatrices, fidèles, différentielles, abondantes ou recouvrantes retenues pour décrire les habitats** visés par notre étude (voir chapitre 1.1), car elles ont été déterminées pour identifier un syntaxon phytosociologique (Bouzállé, 2007).

Nous avons donc cherché pour cette l'étude à caractériser statistiquement des listes d'espèces dont la présence serait d'un côté « typique » d'un état de conservation favorable et de l'autre « indicatrice » des dégradations telles que décrites dans le chapitre précédent.

Les différentes phases de notre approche ont donc consisté à :

- définir un protocole de terrain capable de couvrir la totalité des faciès possibles sur l'ensemble des gradients de dégradation, en intégrant les habitats **résultants** de chaque dégradation ;
- définir les différents états de conservation en fonction de la fréquence relative de ces listes d'espèces, en partant du principe que l'état de conservation des « espèces typiques » de l'habitat évalué diminue lorsque la proportion des « espèces typiques » du bon état de conservation diminue et que dans le même temps la proportion des espèces « indicatrices » des dégradations augmente (voir Figure 11). L'enjeu pour la réussite de la méthode utilisée est la possibilité de définir des seuils de proportion relative pertinents. Cette méthode devait aussi permettre de mettre de côté les variations de proportion des « espèces typiques » dans les cas où l'habitat est moins typique au sens phytosociologique pour des causes naturelles (voir ci-dessus).
- Trouver les meilleurs indicateurs définis *a priori* ou *a posteriori* qui permettent de caractériser plus facilement les états de conservation ainsi définis, afin de pouvoir être utilisés lors d'expertises de terrain.

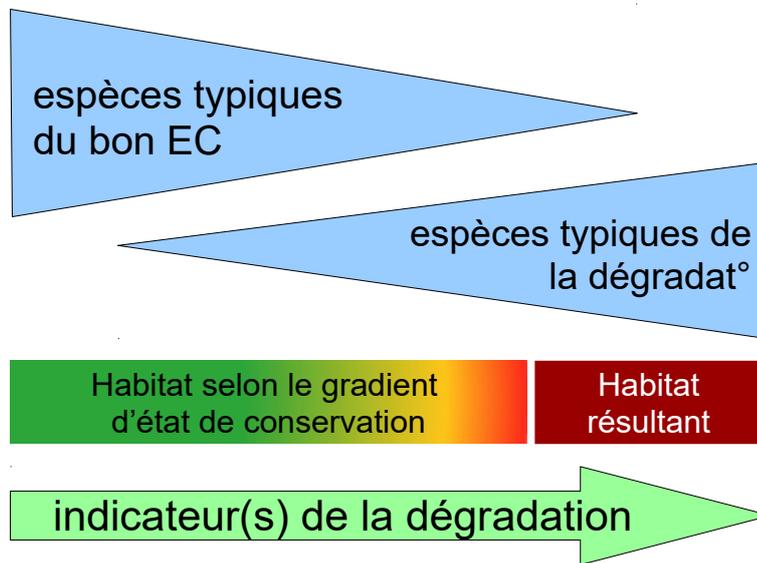


Figure 11 : schéma présentant le principe d'évaluation de l'état de conservation à partir des listes d'espèces typiques

Sur ce schéma, l'habitat en bon état de conservation est défini par une proportion importante d'espèces typiques permettant de le caractériser en bon état de conservation et l'absence ou la rareté des espèces typiques de la dégradation ; à l'inverse, le passage à l'habitat « résultant » en cas de forte dégradation est défini par une proportion importante d'espèces typiques de la dégradation et l'absence ou la rareté des espèces typiques de l'habitat en bon état de conservation. Sur ce schéma ne sont pas figurées les espèces compagnes ou indifférentes.

A noter que pour respecter les consignes de Maciejewski et al (2016), nous ne prenons pas en compte de prime abord la patrimonialité des espèces ou la richesse spécifique (ou les différents indices associés) dans notre méthode de travail. En effet, les espèces patrimoniales sont en général liées à des notions de rareté ou de menace, à l'attachement culturel, ou encore à une protection réglementaire, et n'apportent donc pas d'informations sur leur rôle dans le fonctionnement de l'habitat. Il en est de même pour la richesse spécifique ou les indices de biodiversité qui ne prennent pas en compte l'identité des espèces, notamment le rôle fonctionnel qu'elles assurent (Grall & Coïc, 2005 in Maciejewski et al, 2016) et comme la synthèse bibliographique précédente le montre bien, la richesse spécifique peut augmenter lorsque l'habitat subit une légère dégradation (par exemple avec l'eutrophisation d'une pelouse oligotrophe). Afin de vérifier le lien éventuel entre état de conservation et biodiversité, nous avons néanmoins évalué la richesse spécifique de tous nos relevés et calculé *a posteriori* pour chaque milieu des moyennes par état de conservation (voir chapitre « résultats »).

2.1.3- Hypothèses pour la définition des seuils

Maciejewski et al, (2016) ont défini les principes de la démarche d'élaboration d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation : « il s'agit d'identifier les processus importants à prendre en compte et de définir des valeurs-seuils ou de « référence » (telles qu'énoncées dans la DHFF), c'est-à-dire les valeurs à partir desquelles on considère que l'on passe d'un état de conservation à un autre. Ces valeurs peuvent correspondre à des seuils écologiques, dans le cas de relations non linéaires montrant des inflexions de l'état en fonction de pressions (Huggett, 2005) ».

La déclinaison de ces principes dans notre cas où nous souhaitons évaluer l'état de conservation des « espèces typiques », peut se décliner *a priori* selon 3 principaux cas ; pour chacun d'eux, nous pouvons positionner les différents états de conservation et les seuils de la manière suivante :

→ le processus de dégradation a un effet plutôt linéaire ou graduel avec un passage progressif et « lent » de l'habitat en bon état de conservation vers l'habitat à l'autre extrémité du gradient, en suivant un modèle géométrique (Figure 12).

A priori, les seuils entre les différents états de conservation devraient être plus ou moins répartis de manière **équilibrée**.

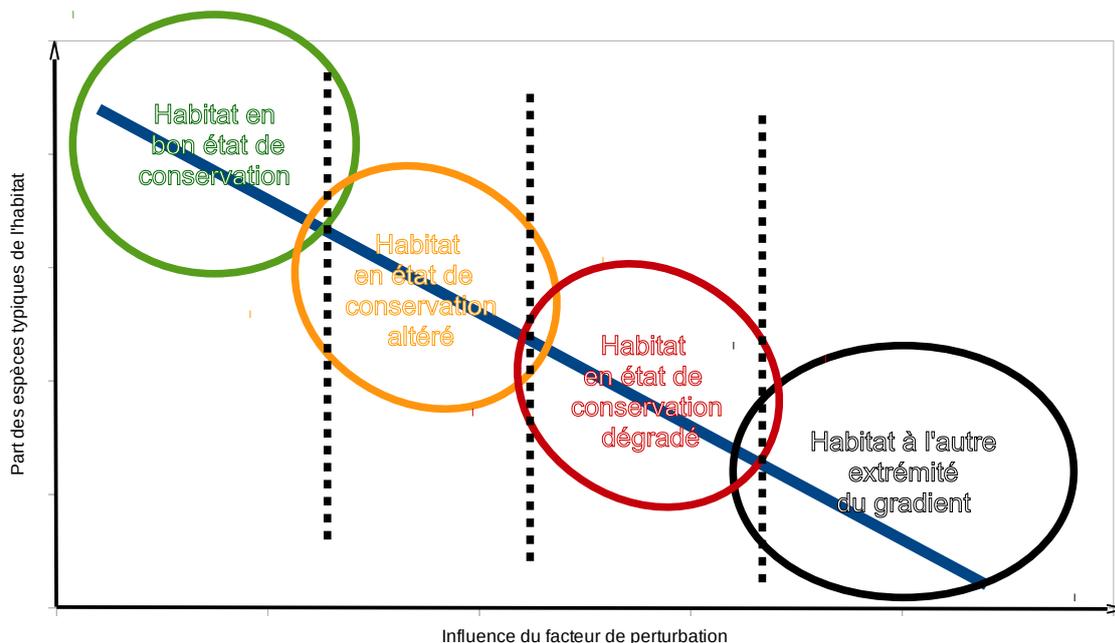


Figure 12 : schéma présentant le principe de fixation des seuils entre les différents états de conservation pour une dégradation à effet graduel

→ le processus de dégradation a un effet rapide et immédiat après une perturbation de faible importance, en suivant un modèle logarithmique (Figure 13).

Le seuil pour caractériser le passage d'un bon état de conservation à un état altéré est *a priori* plus faible que pour le cas précédent et les seuils suivants sont *a priori* « plus espacés ». Il est aussi probable que l'état de conservation altéré, peut-être plus « furtif », soit plus délicat à déterminer.

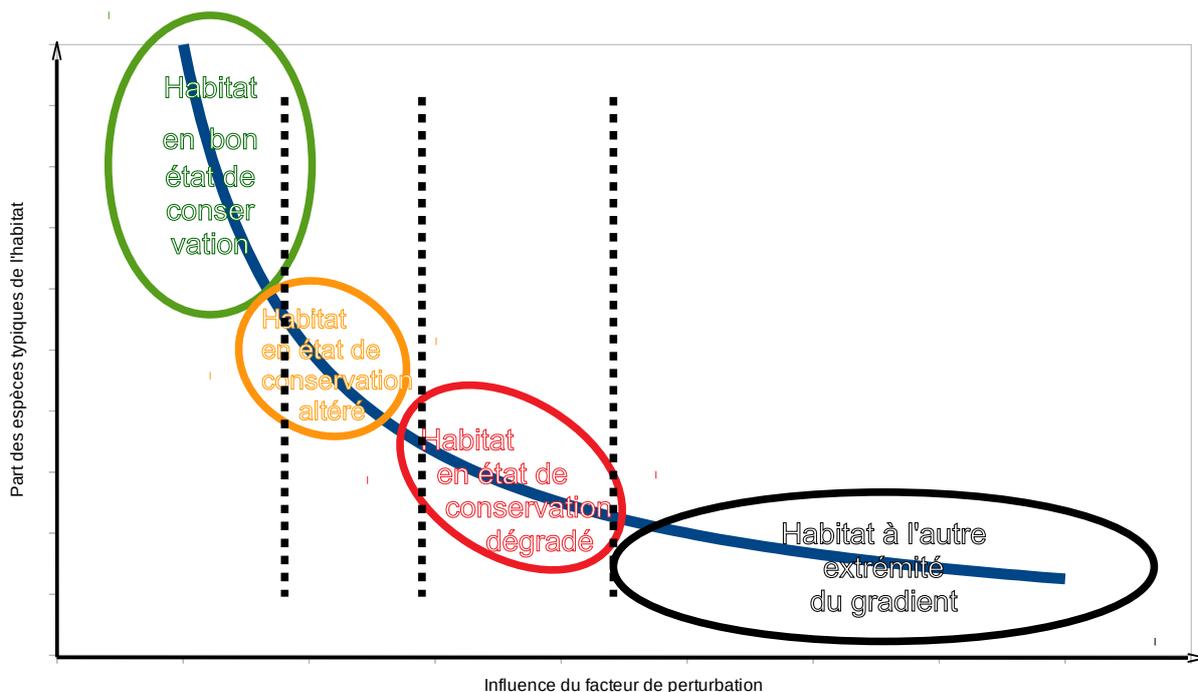


Figure 13 : schéma présentant le principe de fixation des seuils entre les différents états de conservation pour une dégradation à effet intense et immédiat

→ le processus de dégradation a un effet rapide mais intervenant seulement après une perturbation importante, en suivant un modèle polynomial de degré deux (Figure 14). Le seuil pour caractériser le passage d'un bon état de conservation à un état altéré est *a priori* plus fort que pour le premier cas et les seuils suivants sont *a priori* « plus rapprochés ». Il est aussi probable que l'état de conservation dégradé, peut-être plus « furtif », soit plus délicat à déterminer.

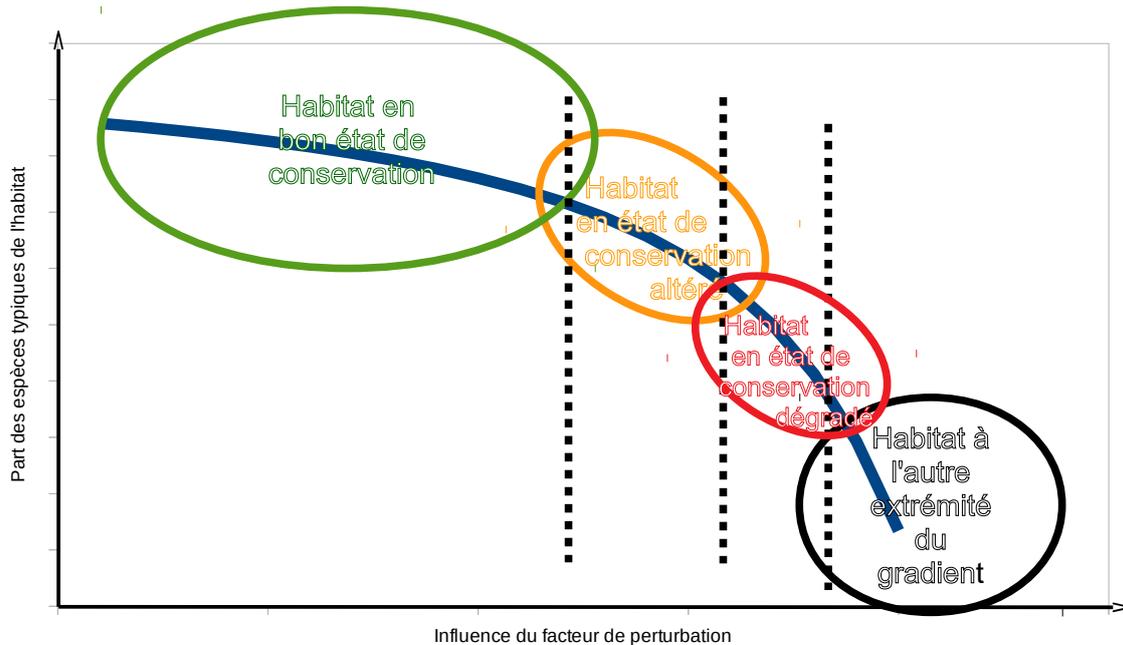


Figure 14 : schéma présentant le principe de fixation des seuils entre les différents états de conservation pour une dégradation à effet rapide mais seulement après une perturbation importante

2.2- Site d'étude et plan d'échantillonnage

Le site d'étude est constitué du territoire sur lequel notre établissement a la légitimité d'intervention :

- le cœur de parc national et les Réserves Naturelles Nationale dont le parc est gestionnaire,
- le territoire des deux communes adhérentes : les Belleville et Peisey-Nancroix,
- des sites complémentaires sur lequel le parc continue d'être missionné, notamment les alpages-sentinelles.

Ce territoire représente malgré tout des surfaces de pelouse importantes et nous avons choisi de cibler quelques sites qui étaient susceptibles de nous permettre d'échantillonner tous les contextes retenus (voir chapitre 1.1 pour le choix des milieux et chapitre 1.3.7 pour le choix des dégradations). Le parc national n'étant pas couvert en totalité par des relevés botaniques ou des cartes de végétation, il n'était pas possible de choisir les sites à prospector en fonction de la présence effective de ces habitats, sauf sur les alpages ou sites couverts par une carte de végétation précise ou un diagnostic pastoral.

La sélection des secteurs à prospector s'est faite en complément en identifiant, à dire des agents du Parc, les zones les plus représentatives d'un bon ou d'un mauvais état de conservation. Ceux-ci devaient aussi être représentatifs des différents contextes de pâturage (ovin, bovin et absence de pâturage). Au final 53 sites ont été prospectés (voir cartes en **annexe 4**).

Nous avons l'objectif de réaliser des relevés pour chaque habitat en nombre suffisants pour couvrir la diversité des différents facteurs influant l'état de conservation et avec des intensités de perturbation variable permettant *a priori* de couvrir chaque état de conservation (favorable, altéré, dégradé) plus l'habitat **résultant** de la dégradation (lande, habitat eutrophe...). Vu l'ampleur de la tâche, nous avons finalement choisi de privilégier la réalisation des relevés dans les nardaies afin de mettre au point cette nouvelle méthode d'analyse et avoir suffisamment de données pour construire des clés fiables. En conséquence, les autres types d'habitats et les pressions influant

potentiellement sur l'état de conservation ont été couverts plus partiellement ; les habitats de l'étage alpin que sont les combes à neige et les pelouses de crête ont même été volontairement sous-échantillonnés. L'échantillonnage a été affiné au fur et à mesure du terrain afin d'équilibrer le nombre de relevés entre les différents états de conservation et les différents habitats tel que défini précédemment.

Au total, 135 relevés ont été réalisés en 2018. Après les analyses préliminaires (voir chapitre suivant), nous nous sommes aperçus que notre objectif de couvrir toutes les dégradations avait été atteint partiellement ; en conséquence, nous avons ajouté, après un test de compatibilité, des relevés issus des lignes de lecture suivies dans le cadre du programme alpages-sentinelles ou ceux du Cemagref qui ont été réalisés pour établir la typologie des végétations de Vanoise (Bornard et al., 2006), car ils ont été réalisés avec le même protocole. Au final, les relevés utilisés se répartissent de la manière suivante (Tableau 24) :

	Nardaies	Pelouses calcaires	Combes à neige	Queyrellins
Typiques	10 + 2*	2 + 14**	7	2 + 11**
Gradient colonisation ligneuse	34	5 + 1**	0	13
Gradient eutrophisation	16 + 7 *	2 + 2**	3	10
Gradient dégradation du tapis végétal	4	1	3	1
Gradient espèces monopolistes	15	3	1	3
Autres gradients	0	0		0
Relevés ajoutés	9	17	27	11

Tableau 24 : Nombre de relevés utilisés en 2018 par milieu et gradient

*relevés alpages-sentinelles ** relevés Cemagref

Les relevés ont été réalisés principalement par un binôme composé de M. Fargeat, recruté en service civique et Adèle Rauzier, étudiante à l'Hepia, épaulés ponctuellement par V. Augé ou T. Delahaye, chargés de mission au Parc national.

En complément, en parallèle avec la phase de test réalisée en été 2020, quelques relevés complémentaires ont pu être réalisés par M. Fargeat pour couvrir les habitats et dégradations sous-échantillonnés.

2.3- Protocole de relevés

Notre objectif est que les différents relevés permettent de couvrir la gamme d'intensité des différentes dégradations et révéler leur effet sur la composition floristique. Les relevés phytosociologiques sigmatistes, utilisés lors de la phase préliminaire (Debay et Augé, 2016), ont été jugés inadaptés car leurs caractéristiques (voir Guinochet, 1973) présentent plusieurs inconvénients :

- leur surface de petite dimension pour les pelouses ne permet pas de couvrir correctement des dégradations qui engendrent des mosaïques de faciès (colonisation par la lande souvent en patch) ;
- le recouvrement des différentes espèces étant estimés à l'œil présente potentiellement des effets opérateurs pour les espèces dominantes, surtout si celles-ci sont des graminées à feuilles fines qui sont difficiles à distinguer au sein du tapis végétal ;
- le recouvrement des différentes espèces s'estime à l'aide de classes d'abondance qui potentiellement ne sont pas assez fines et avec des seuils définis arbitrairement, sans liens *a priori* avec les seuils d'état de conservation ;
- comme leur but originel est de permettre la caractérisation des types de groupement végétal, leur implantation doit normalement se faire sur des surfaces de végétation

homogène, hors zone de transition, en excluant *a priori* les « irrégularités » telles que les refus ou les plages piétinées, ce qui est justement l'inverse de notre objectif.

Notre choix s'est donc porté pour les relevés floristiques sur la méthode des points-contacts décrite par **Daget et Poissonet (1971)** avec les précisions suivantes :

- Sur le site retenu, on dispose un transect (ou deux de longueur égale) de 10 mètres de long minimum à 30 mètres maximum. Leur longueur et leur disposition sont adaptées suivant l'hétérogénéité de la végétation en lien avec la dégradation qui doit être explicitée, de manière à échantillonner l'ensemble de la mosaïque. Pour la matérialisation, on utilisera 2 piquets/bâtons et un (double)décamètre qui sera tendu à quelques centimètres au-dessus du tapis herbacé.



- Une aiguille métallique la plus fine possible est introduite verticalement dans la végétation, et enfoncée de quelques cm dans le sol (ou tenue par l'opérateur en cas de sol rocheux). On relève sur 50 points équidistants (calculer la distance suivant la longueur des transects, les extrémités du transect matérialisées par les piquets étant exclues du relevé) l'ensemble des espèces dont les organes aériens touchent l'aiguille en position (avec le référentiel taxref 10 ou plus récent) ; on ne compte pas plusieurs fois sur un point une même espèce si plusieurs organes ou individus sont contactés.
- Si l'aiguille ne contacte ni ligneux ni une autre espèce alors que le point se situe au sein d'un patch de ligneux dense, on considère que le ligneux dominant est contacté. C'est notamment le cas dans les plages de vieux clones de rhododendron où les tiges vivantes deviennent plus espacées sans végétation dessous en lien avec l'accumulation de matière organique.
- Dans le cas où aucune espèce n'est contactée par l'aiguille ou dans le cas où l'espèce contactée vient d'une plante en lisière avec une plage sans végétation, la nature du substrat est indiquée : litière, bouse, sol nu, roche, mousses ou lichens...(voir Figure 15).

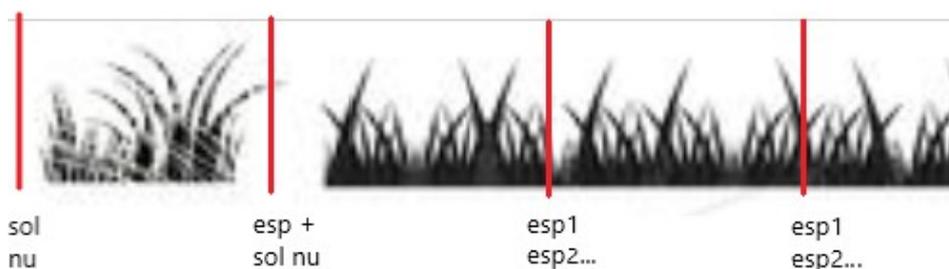


Figure 15 : Schéma de notation des espèces par la méthode des points-contacts

- Les espèces non contactées sur les points mais présentes à moins d'un mètre de part et d'autre du(es) transect(s) et si le milieu est identique sont également inventoriées (colonne « autour »). Ainsi, par exemple, les espèces saxicoles poussant sur un rocher au sein d'une pelouse ne sont pas notées. Au final, ces espèces n'ont été utilisées que pour les calculs de richesse spécifique totale.

Les mesures ne peuvent être effectuées que par temps sec et calme (absence de brise ou légère brise : maximum degré 2 de l'échelle de Beaufort ...) ; l'absence de brise sera d'autant plus nécessaire que la végétation sera plus haute (pelouses à *Patzkia paniculata* en particulier, notamment en période d'épiaison).

Les relevés doivent impérativement être réalisés avant le passage des troupeaux.

Pour certains taxons, le choix a été de ne pas descendre au niveau espèce mais de s'arrêter au groupe. Les espèces potentiellement intégrées sont les suivantes :

<i>Alchemilla</i> sect. <i>Alchemilla</i> *	<i>Alchemilla</i> sect. <i>alpina</i>	<i>Festuca rubra</i> aggr.**	<i>Thymus serpyllum</i> aggr.
<i>A. hybrida</i> (5)	<i>A. saxatilis</i>	<i>F. rubra</i> (5)	<i>T. alpestris</i>
<i>A. monticola</i> (5)	<i>A. alpina</i>	<i>F. heteromalla</i> (5)	<i>T. kosteleckyanus</i>
<i>A. filicaulis</i> (4)	<i>A. transiens</i>	<i>F. trichophylla</i> (4)	<i>T. longicaulis</i>
<i>A. subcrenata</i> (5)	<i>A. pallens</i>		<i>T. odoratissimus</i>
<i>A. xanthochlora</i> (5)	<i>A. petiolulans</i>	<i>Festuca ovina</i> aggr.	<i>T. oenipontanus</i>
<i>A. acutiloba</i> (6)	<i>A. alpigena</i>	<i>F. airoides</i>	<i>T. praecox</i>
<i>A. strigosula</i> (5)	<i>A. subsericea</i>	<i>F. cinerea</i>	<i>T. serpyllum</i>
<i>A. crinita</i> (5)	<i>A. glacialis</i>	<i>F. filiformis</i>	
<i>A. heteropoda</i> (5)		<i>F. gracilior</i>	mais <i>T. pulegioides</i> a été
<i>A. incisa</i> (4)		<i>F. guestfalica</i>	individualisé dans nos
<i>A. flexicaulis</i> (5)		<i>F. heteropachys</i>	relevés
<i>A. glomerulans</i> (4)		<i>F. laevigata</i>	
<i>A. reniformis</i> (4)		<i>F. lemanii</i>	
<i>A. glabra</i> (5)		<i>F. ovina</i>	
<i>A. trunciloba</i> (6)		<i>F. pallens</i>	
<i>A. coriacea</i> (4)		<i>F. ticinensis</i>	
		<i>F. vivipara</i>	

Tableau 25: liste des espèces par taxon retenu.

* pour cet aggloméra, il convient de ne conserver que les espèces indicatrices d'eutrophisation ; les espèces non concernées sont : *A. colorata* (2), *A. glaucescens* (3), *A. flabellata* (1), *A. decumbens* (3), *A. fissa* (3), *A. demissa* (3), *A. frigens* (3), *A. connivens* (2), *A. fallax* (2).

**pour cet agrégat, il convient de ne conserver que les espèces indicatrices d'eutrophisation ; les espèces non concernées sont : *F. nigrescens* (2), individualisée dans nos relevés, *F. rivularis* (3).

Les chiffres entre parenthèse donnent la valence écologique d'après baseflor (Julve, 2012)

Sur chaque site, il a été réalisé en complément :

- un relevé des conditions stationnelles (pente, exposition, altitude) ;
- une estimation de l'état de conservation à dire d'expert selon 4 catégories (optimal, favorable, altéré, dégradé) en indiquant les motifs ayant conduit à ce choix ;
- un relevé des indicateurs sur une placette échantillon d'environ 300 m² incluant la ligne de lecture ;
- une ou deux photos de la placette une fois la ligne de lecture implantée.
- une estimation du niveau de prélèvement par le troupeau d'après la grille d'évaluation de la pression pastorale du CERPAM (voir annexe 3) ;

Le protocole complet est présenté en annexe n°1 et une fiche type a été mise au point et a été utilisée, avec une saisie informatique directement sur le terrain (voir annexe 2).

2.4- Méthodologie d'analyse des données

Les données issues des relevés ont été compilées dans un tableau unique ayant la structure suivante (Figure 16) :

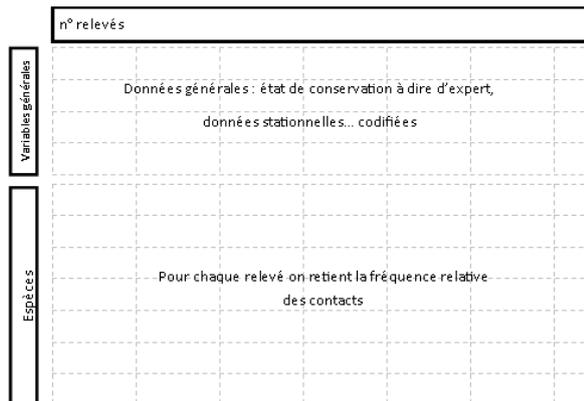


Figure 16 : schéma présentant la structure du tableau de relevés

Ce tableau a été formaté de manière à pouvoir être importé sous Rstudio. Toutes les analyses ont été faites avec ce logiciel en intégrant les packages `{ade4}` (Chessel D et al., 2004), `{adegraphics}` (Siberchicot, 2017), `{agricolae}` (de Mendiburu, 2017), `{dendextend}` (Tal Galili, 2015), `{knitr}` (Yihui Xie, 2018), `{pgirmess}` (Giraudoux, 2018) et `{vegan}` (Oksanen, 2018). En 2020, Lionel Bonsacquet, garde moniteur sur le secteur de Modane, a développé à notre demande un script plus convivial à utiliser. Les dernières analyses incluant les relevés réalisés en 2020 ont été réalisées partiellement à l'aide de celui-ci.

Les analyses successives peuvent être séparées en 6 étapes (voir Figure 17), qui pour chacune d'elles ont été mises au point pour répondre à une ou deux questions. Chaque étape est décrite en précisant la(es) question(s) à laquelle nous voulions répondre, les interventions manuelles réalisées sur les données, les traitements statistiques ou les calculs réalisés et le(s) produit(s). Les résultats seront détaillés dans la partie suivante.

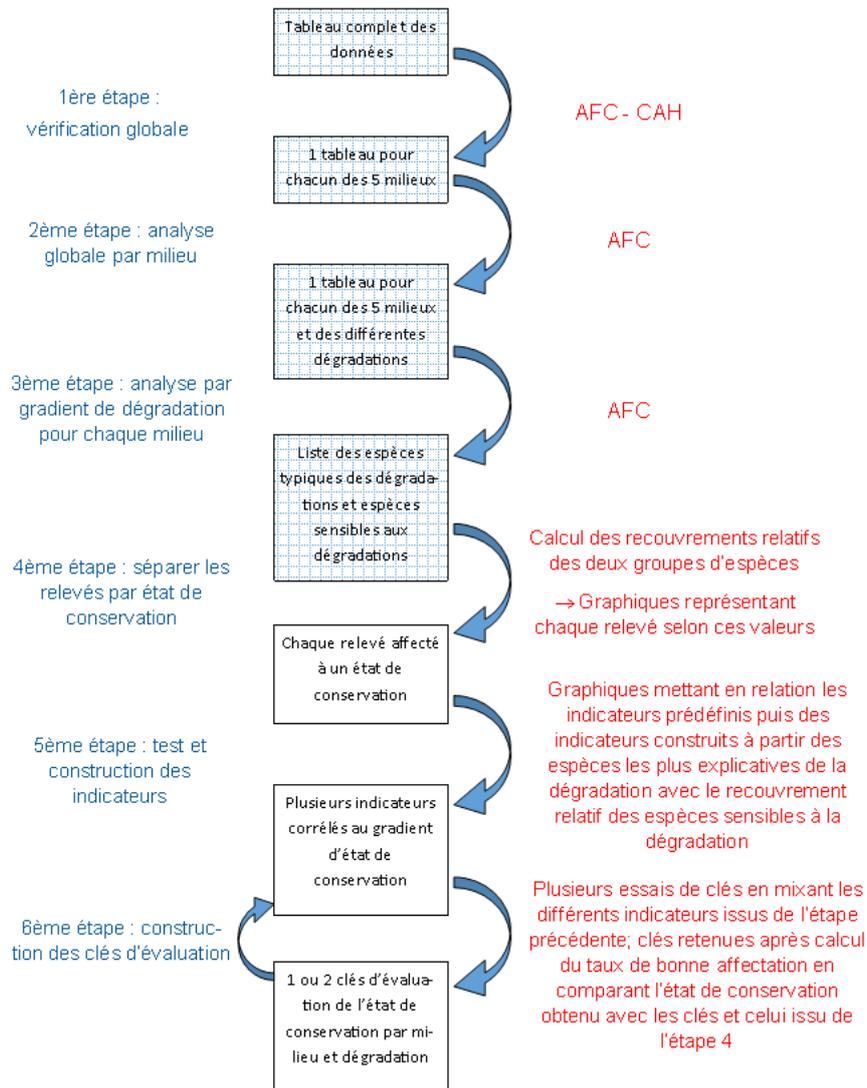


Figure 17 : schéma présentant la démarche globale d'analyse des données permettant d'aboutir aux clés d'évaluation de l'état de conservation

Sur ce schéma, les rectangles correspondent aux données d'origine et les produits issus de chaque étape ; en rouge figurent les analyses de données réalisées.

1^{ère} étape : vérification globale des données

L'objectif était de vérifier l'affectation de chaque relevé à l'un des cinq types de milieu visés par l'étude. Comme les relevés n'ont pas été fait avec la méthode phytosociologique classique et comme nous avons échantillonnés volontairement des milieux avec des degrés variables de dégradation, nous voulions aussi vérifier si les différents états de conservation échantillonnés « brouillaient » la répartition des relevés en fonction des cinq types de milieu. Plus précisément, nous voulions voir si la variabilité des états de conservation au sein d'un milieu était bien inférieure à la variabilité inter-milieux.

Comme la définition des espèces typiques du bon état de conservation comme les espèces typiques des habitats résultants des dégradations doivent être des espèces fréquentes, nous avons choisi d'éliminer les espèces rares des relevés, c'est-à-dire celles présentes seulement autour de la ligne pour chaque relevé, et celles contactées sur les lignes mais présentes sur trop peu de relevés.

Nous avons analysé les données incluant tous les relevés réalisés par une analyse factorielle des correspondances (AFC) et une classification ascendante hiérarchique (CAH) en faisant apparaître sur les graphiques le milieu déterminé sur le terrain pour chaque relevé. Après analyse, quelques relevés intermédiaires ont été reclassés. Il a alors été généré un tableau de relevés par milieu (voir Figure 18), qui ont été analysés séparément en suivant les étapes suivantes (voir Figure 17).

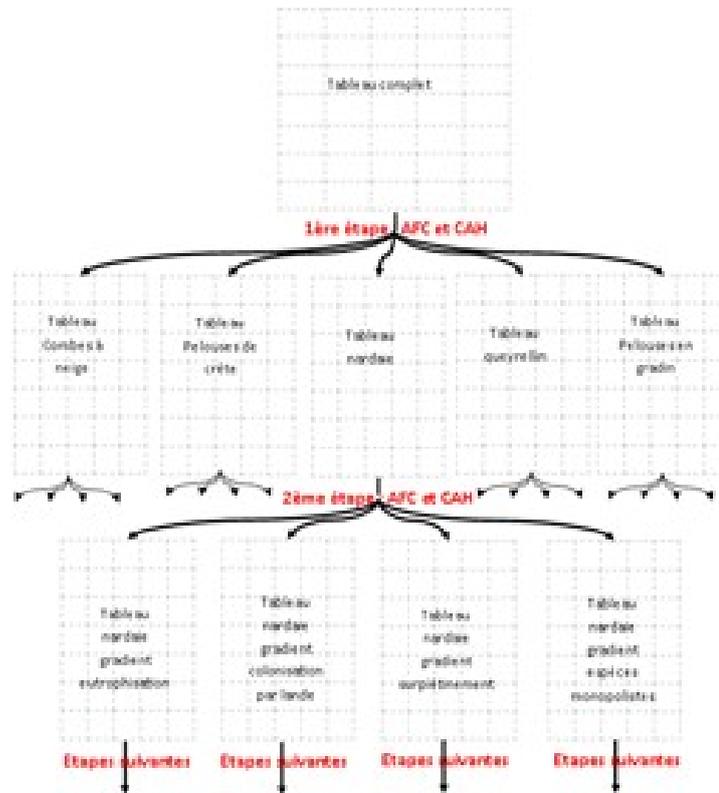


Figure 18 : Schéma présentant la méthode de génération des différents tableaux utilisés aux premières étapes de l'analyse

2^{ème} étape : analyse globale par milieu

Chaque tableau de relevés par milieu inclut donc les relevés sous les différents états de conservation et ceux évalués en habitat résultant des différentes dégradations (landes et milieux eutrophes). L'objectif était de vérifier :

- si les dégradations échantillonnées, qui correspondent *a priori* aux différents gradients d'état de conservation, sont repérables ;
- dans le cas où les gradient sont visibles, peut-on alors repérer les espèces typiques du bon état de conservation voire celles typiques des autres états de conservation ?

Comme précédemment, nous avons éliminé des différents tableaux de données les espèces trop peu fréquentes.

Nous avons à nouveau utilisé une analyse factorielle des correspondances (AFC) en faisant apparaître sur les graphiques les types de dégradation notées pour chaque relevé sur le terrain. Après analyse, même si les relevés se discriminent bien par dégradation, il n'a pas été possible d'établir des listes d'espèces typiques. Afin de simplifier les tableaux de données, nous avons alors refait un tri manuel des relevés à partir d'une grille définie « à dire d'expert » pour générer autant de tableaux que de types de dégradation (voir Figure 18), chacun incluant les relevés jugés en bon état de conservation, et chacun a été analysé séparément en suivant les étapes suivantes (voir Figure 17).

3^{ème} étape : analyse par milieu et gradient de dégradation

Chaque tableau de relevés par milieu et dégradation inclut donc les relevés sous les différents états de conservation et ceux évalués en habitat **résultant de la dégradation** (landes ou milieux eutrophes). L'objectif de cette 3^{ème} phase était à nouveau de voir :

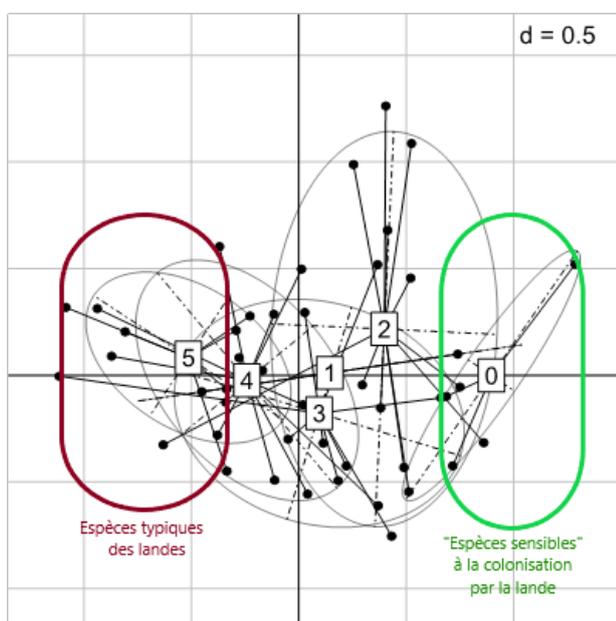
- si les relevés se répartissaient graduellement selon l'intensité de la dégradation ;
- dans le cas où le gradient est visible, peut-on repérer les espèces typiques du bon état de conservation voire celles typiques des autres états de conservation ?

Pour certains jeux de données, il s'est avéré après une première analyse que ceux-ci étaient insuffisants pour aboutir à des résultats satisfaisants. Nous avons donc cherché d'autres relevés compatibles avec nos données d'origine, c'est à dire réalisés avec un protocole aussi précis que le nôtre. Après quelques tests, nous avons validé l'ajout de relevés issus de deux sources extérieures :

- les lignes de lecture implantées en Vanoise et suivies dans le programme alpages-sentinelles, même si le protocole est réalisé avec 80 points-contacts ;
- les relevés réalisés par le Cemagref lors de la construction de la typologie des végétations de Vanoise (Bornard et al., 2006) qui ont été fait aussi avec 50 points.

Nous avons à nouveau analysé chaque jeu de données à l'aide d'une analyse factorielle des correspondances (AFC) en faisant apparaître sur les graphiques le coefficient correspondant à l'indicateur noté pour chaque relevé sur le terrain permettant *a priori* d'estimer l'intensité de la dégradation (par exemple l'indicateur « recouvrement de la strate ligneuse » pour le gradient colonisation par la lande).

Lorsque l'analyse a été concluante, il a été possible de sélectionner les espèces caractéristiques de chaque extrémité du gradient de dégradation. Un tri manuel a été nécessaire afin de tenir compte de l'écologie des espèces ou pour éliminer les espèces trop peu fréquentes. Comme l'analyse a été faite de manière indépendante par gradient, nous avons préféré nommer dans un premier temps les espèces sélectionnées et positionnées du côté des relevés sans dégradation des « espèces sensibles à la dégradation ». De l'autre côté du gradient, nous avons bien *a priori* les espèces « typiques » des milieux **résultant de la dégradation**, soit des landes pour le gradient de colonisation par la lande, soit des milieux eutrophisés pour le gradient d'eutrophisation (Figure 19).



4^{ème} étape : séparer les relevés par état de conservation

Une fois établies les listes d'espèces « typiques » de la dégradation et celles sensibles à la dégradation, nous avons cherché à séparer les relevés en fonction de la proportion relative de ces différentes listes d'espèces. L'objectif était de trouver une méthode pour individualiser 4 groupes de relevés qui pourraient correspondre aux 3 états de conservation (bon, altéré et dégradé) et au milieu **résultant de la dégradation** (lande ou habitat eutrophe).

Pour chaque relevé, nous avons ainsi calculé les proportions de fréquence relative de chaque liste d'espèces, puis réalisé successivement deux graphiques :

- un premier qui représentait sur un même graphique la proportion de ces deux listes d'espèces en fonction de la coordonnée du relevé sur l'axe 1 de l'AFC réalisée au cours de l'étape 3. Ce graphique a permis de différencier visuellement des groupes de relevés selon les principes suivants (Figure 20) :
 - groupe 1 correspondant par hypothèse aux relevés en « bon état de conservation » : absence ou rareté des espèces « typiques » de la dégradation et dominance des espèces « sensibles à la dégradation » ;
 - groupe 2 correspondant par hypothèse aux relevés en « état de conservation altéré » : proportion à peu près équivalentes des deux groupes d'espèces ;
 - groupe 3 correspondant par hypothèse aux relevés en « état de conservation dégradé » : proportion des espèces « typiques » de la dégradation nettement supérieure à celles des espèces sensibles à la dégradation, mais ces dernières étant toujours bien présentes ;
 - groupe 4 correspondant par hypothèse aux relevés du milieu résultant de la dégradation : dominance des espèces « typiques » de la dégradation et espèces sensibles à la dégradation rares ou absentes ;
 - groupe 5 pour les relevés n'ayant pas les caractéristiques précédentes, et correspondant donc *a priori* à des relevés « atypiques » ; pour la plupart, ils ne comportent pas ou très peu les espèces des deux listes définies.

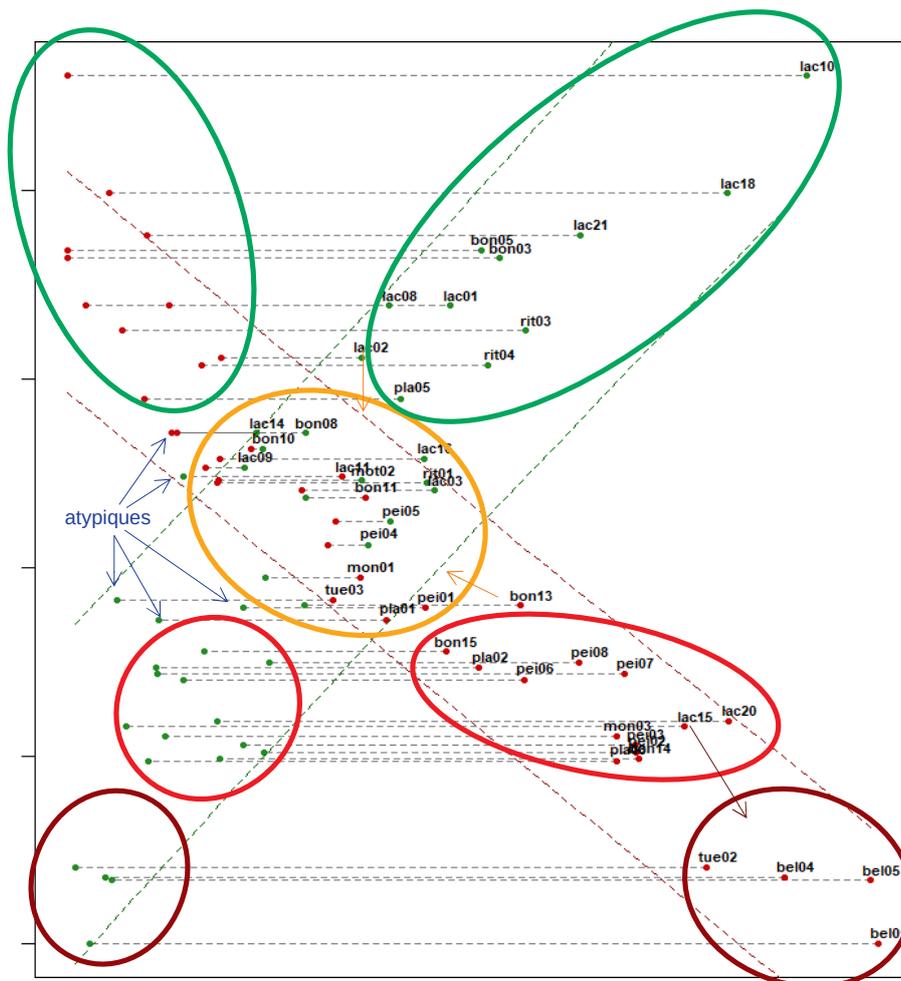


Figure 20: exemple de diagramme de la succession nardaie → Lande

Les points verts donnent les recouvrements relatifs des espèces sensibles à la colonisation ligneuse, les points rouges les recouvrements relatifs des espèces de landes.

Les enveloppes de couleur présentent les 4 groupes constitués : vert =groupe 1, orange=groupe 2, rouge=groupe 3, brun=groupe 4, points localisés avec flèches bleu=groupe 5.

- Un deuxième graphique qui mettait en relation la fréquence relative des espèces sensibles à la dégradation avec la fréquence relative des espèces typiques de la dégradation, où chaque relevé est visualisé d'une couleur correspondant au groupe auquel il a été affecté grâce au graphique précédent (Figure 21) ; ces schémas correspondent bien à ceux décrits au chapitre 2.1.3 permettant de visualiser les seuils entre états de conservation. Quelques relevés ont alors été réaffectés à une catégorie proche afin d'avoir des groupes plus homogènes et compacts.

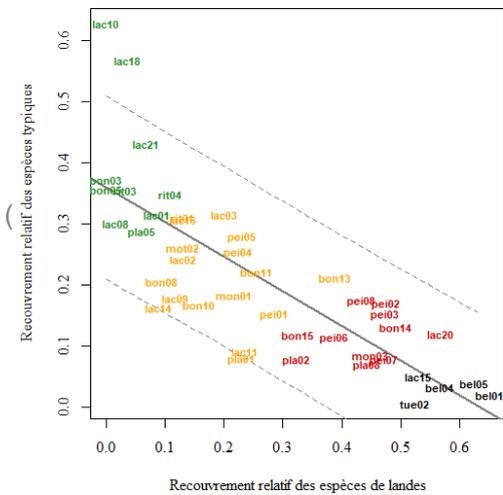


Figure 21: exemple de graphique positionnant chaque relevé représenté par son code selon le recouvrement relatif des espèces typiques (ici des nardaies) en fonction du recouvrement relatif des espèces de landes.

Les couleurs affectées à chaque relevé sont issues de l'affectation à un groupe grâce au graphique précédent (Figure 20)

Nous arrivons ainsi à affecter chaque relevé à un état de conservation ou au milieu résultant de la dégradation et à mettre de côté certains relevés « atypiques ».

5^{ème} étape : test et construction d'indicateurs

L'objectif de cette 5^{ème} étape était de vérifier si les indicateurs définis *a priori* et notés sur le terrain étaient corrélés avec les quatre groupes de relevés précédemment individualisés. Nous avons aussi cherché à construire de nouveaux indicateurs utilisant la fréquence des espèces typiques de chaque dégradation et la fréquence des espèces sensibles à chaque dégradation.

Nous avons construit pour chaque indicateur prédéfini ou construit *a posteriori* deux types de graphiques mettant en relation leur valeur avec la fréquence des espèces sensibles à la dégradation (Figure 22). Le premier graphique représentait chaque relevé sous forme d'un point. Le deuxième graphique synthétisait les résultats par état de conservation sous forme de boîte à moustaches. Deux tests de Kruskal-Wallis et LSD de Fisher ont permis de valider si les différences de valeur moyenne entre état de conservation étaient statistiquement différentes.

De nombreux essais ont été nécessaires pour construire les nouveaux indicateurs en cumulant les espèces les plus explicatives, avec des allers-retours successifs entre les étapes 5 et 6 (voir Figure 17).

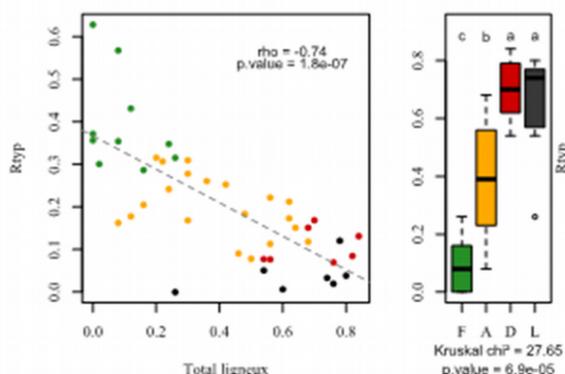


Figure 22: exemple de graphiques représentant pour chaque relevé représenté par un point (à gauche) le recouvrement des espèces typiques (ici des nardaies) en fonction de l'indicateur testé (ici le recouvrement total des ligneux).

6^{ème} et dernière étape : construction des clés d'évaluation

L'objectif de cette dernière étape était d'utiliser successivement les différents indicateurs pour construire une ou plusieurs clés permettant d'évaluer au mieux les états de conservation. Pour chaque essai, nous avons calculé une matrice croisée donnant le nombre de relevés affectés à un état de conservation par la clé et à l'état de conservation issu de la 4^{ème} étape, puis calculé le taux de « bonne affectation » correspondant au nombre de relevés ayant la même évaluation de conservation sur le nombre de relevé total.

Une ou deux clés peuvent ainsi être proposées pour chaque milieu et type de dégradation. Ces clés sont d'autant plus complexes que le nombre de relevés utilisé a été important, car en voulant optimiser le taux de « bonne affectation », nous avons été amenés à ajouter des critères de séparation supplémentaires.

Les espèces retenues pour les différents indicateurs utilisés dans les clés peuvent être assimilées aux espèces « typiques » que nous cherchions à trouver.

Dans le chapitre suivant, nous présentons les résultats pour l'ensemble des milieux et dégradations suffisamment échantillonnées. L'analyse des nardaies est détaillée pour bien expliciter les différentes analyses réalisées et décrites précédemment. Pour les autres milieux, seuls les principaux résultats sont présentés.

Plusieurs analyses et tests complémentaires ont été réalisés pour les nardaies afin de valider les résultats obtenus, mais les méthodes utilisées ne sont pas décrites ici.

3- Analyse des données et résultats

3.1- Première analyse : vérification de l'affectation des relevés aux types de végétation visés

3.1.1- Vérification de l'appartenance des relevés aux types de végétation visés

Dans un premier temps, les données taxinomiques ont été utilisées pour établir une matrice site-site des dissimilarités de Bray-Curtis entre les relevés. Cette matrice a servi à l'élaboration d'une classification ascendante hiérarchique (CAH) de l'ensemble des relevés, établie par l'algorithme UPGMA (ref : Sokal). Le dendrogramme correspondant est disponible en [annexe 5](#). Mise en regard avec les habitats tels qu'estimés sur le terrain, cette analyse a permis de mettre en évidence quelques relevés attribués au mauvais habitat :

- - ros01 et ros03, identifiés comme pelouses à avoine de Parlatore (A3) et donc classés en Queyrellins, se voient inclus par la CAH dans la série des types SA (alliance *Seslerion variae*) et sont donc plus proches des Pelouses en gradins que des Queyrellins. Sur le terrain, l'opérateur y avait constaté la présence non négligeable de *Sesleria caerulea* entre les touffes d'avoine de Parlatore (respectivement 14 et 5 contacts sur la ligne). Dans la suite des analyses, ils ont donc été inclus dans les pelouses en gradins. Ce choix est cohérent avec le guide en préparation des végétations de Vanoise (Villaret et al., 2019) qui classe les pelouses à avoine de Parlatore dans l'alliance du *Festucion variae* Braun-Blanq. 1926, mais pour lesquelles il est noté la présence d'une flore calcicole montrant des affinités avec les pelouses à seclérie.
- - lac12, identifié comme pelouse à Laïche courbe (A5) se voit également rattaché à la branche des types SA. En position basale dans cette branche, et comprenant à la fois, mais en très faibles effectifs, des espèces du *Seslerion variae* (*Sesleria caerulea*, 2 contacts sur la ligne ; *Dryas octopetala*, noté autour) et des espèces du *Caricetea curvulae* (*Trifolium alpinum*, noté autour), son attribution reste incertaine. Malgré l'abondance de *Festuca ovina* aggr. (13 contacts) qui pourrait signer une tendance calcicole (et explique sa position dans le dendrogramme), le site a donc été retiré du jeu de données.
- - gli03, identifié comme pelouse à Fétuque violette (A2) et donc classé en Pelouse de crêtes, est le seul relevé de ce type dans le jeu de données. La CAH le place à la base de la branche des pelouses chionophiles, sans doute en raison de l'abondance en *Poa alpina*. La présence simultanée d'espèces chionophiles en faibles effectifs (*Veronica alpina*, 2 contacts sur la ligne ; *Trifolium thalii*, 1 contact ; *Sagina glabra*, 1 contact ; *Carex parviflora*, noté autour...) et de la Fétuque violette signe peut-être son appartenance au faciès A10.5 des pelouses à Vulpin de Gérard, ce qui rattache ce relevé aux pelouses chionophiles.
- - lac07 et rit02 ont été attribués à des queyrellins (type A6) mais la CAH les inclut dans le groupe des nardaies, malgré des recouvrements de *Nardus stricta* nuls ou faibles (8 et 0 contacts respectivement). Cependant *Helianthemum nummularium* est présent (22 et 5 contacts respectivement), espèce calcicole qui n'est pas en faveur d'un reclassement en nardaie. L'attribution de ces sites n'a finalement pas été modifiée.

3.1.2- Mise à l'épreuve de la typologie de travail

Afin de confirmer la bonne séparation des relevés selon les différents habitats de la typologie de travail, le jeu de données, après cette première relecture, a fait l'objet d'une analyse factorielle des correspondances (AFC) calculée d'après les fréquences relatives des taxons présents sur chaque relevé. L'analyse graphique a consisté en une projection des relevés, classés par attribution d'habitat, sur les axes 1 et 2 de cette analyse. Afin de confirmer statistiquement cette séparation, cette analyse était suivie d'un test de permutation à 999 répétitions sur une analyse inter-classes

(AFCVI) prenant pour variable instrumentale le classement des relevés selon la typologie de travail.

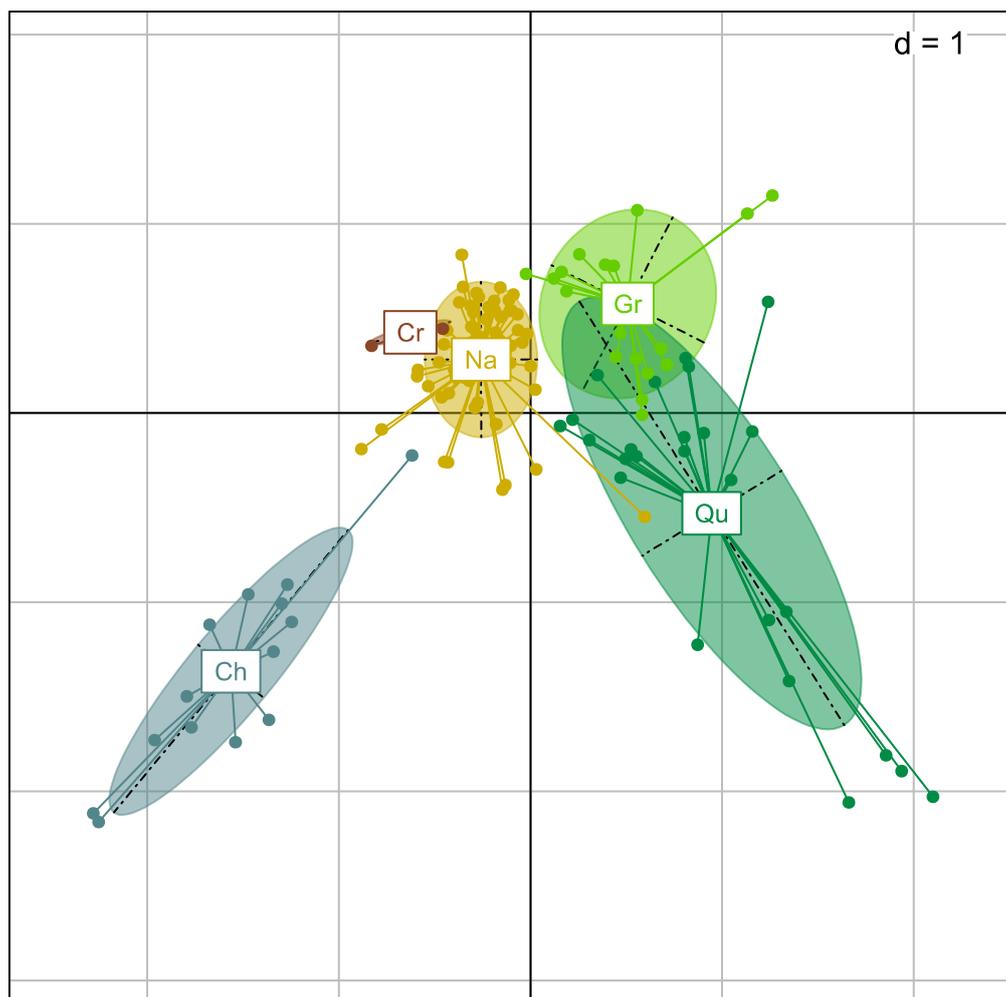


Figure 23 : séparation des relevés suivant leur attribution d'habitat sur les deux premières composantes d'une analyse factorielle des correspondances.

Ch : pelouses chionophiles ; Cr : pelouses de crêtes ; Gr : pelouses en gradins ; Na : nardaies ; Qu : queyrellins.

La diversité des états de conservation au sein de chaque groupe de relevés ne paraît pas gêner la bonne séparation des différents habitats (Figure 23), ce que confirme le test de permutation (Observation = 0.16, $p = 0.001$). En d'autres termes, l'état de conservation, tel qu'il a motivé le choix des sites d'étude, a un poids inférieur à celui des habitats, ce qui permet de valider à la fois le choix des grands types d'habitat et le choix des différentes dégradations échantillonnées.

Suite à l'ajout des relevés complémentaires réalisés par M. Fargeat en été 2020, les mêmes analyses ont été effectuées pour vérifier leur attribution. Nous y avons intégré les changements d'affectation précédemment réalisées et tenu compte de la distinction faites parmi les relevés de combes à neige. La Figure 24 permet de voir les résultats de l'AFC.

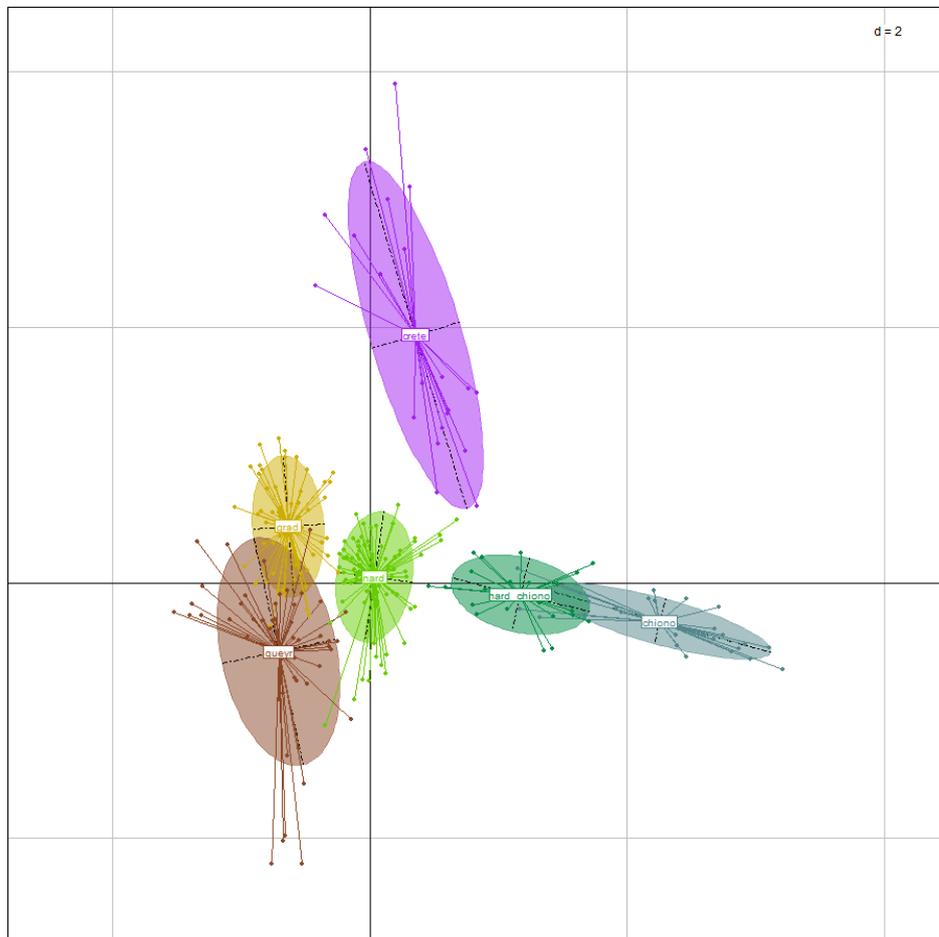


Figure 24 : séparation des relevés suivant leur attribution d'habitat sur les deux premières composantes d'une analyse factorielle des correspondances en incluant les relevés 2020.

3.1.3- Démarche générale de l'analyse par habitat

Ces indications complètent celles présentées au chapitre 2.4.

Partition des données : pour conduire l'analyse spécifique par habitat, et par indicateur, les relevés ont été regroupés par habitat en tenant compte des corrections abordées au chapitre précédent. Diverses approches multivariées (AFCVI, analyse discriminante), appliquées à l'ensemble des relevés ont échoué ; elles n'arrivaient pas à discriminer les divers axes de perturbations possibles sur les différents habitats, donc d'en tirer des listes d'espèces typiques des habitats en bon état de conservation.

Le choix a alors été fait d'appliquer une nouvelle clé arbitraire de partition des relevés par dégradation, corrigée manuellement au besoin pour analyser chaque gradient séparément. Les notes d'état de conservation prises sur le terrain et les mesures de recouvrement calculées pour les différents indicateurs disponibles *a priori* ont permis de subdiviser, pour chaque habitat, les relevés suivant les dégradations concernées (ou l'absence de dégradation), en suivant une grille de discrimination des dégradations présentée ci-après. Cette grille, arbitraire, avait pour but de faciliter la construction et l'analyse de gradients « sites en bon état → sites représentatifs d'un état dégradé » voire habitat autre, en écartant les sites atteints par d'autres dégradations que celle considérée ; elle ne se veut pas objective et une analyse globale des relevés sera faite une fois tous les gradients analysés, au moins pour les nardaies.

À chaque indicateur calculé était associée une valeur seuil arbitraire (Tableau 26) fixant la limite distinguant les relevés concernés et non concernés par l'indicateur. Un second tri visait à distinguer une dégradation dominante pour chaque famille d'indicateurs. Le dernier tri, manuel, s'appuyait sur les évaluations notées sur le terrain. La variable finale ainsi construite associait à

chaque relevé une unique « dégradation dominante » (ou absence de dégradation si tous les indicateurs présentaient des valeurs faibles) correspondant à l'un des indicateurs relevés. Pour chaque habitat, la capacité de cette nouvelle variable à séparer les différents relevés a été vérifiée au moyen d'une AFC inter-groupes (AFCVI) suivie d'un test de permutation à 999 tirages.

Famille d'indicateurs	Indicateur	Seuil d'attribution	Dégradation à affecter	Valeur finale si plusieurs affectées
Espèces non consommées / favorisées par le surpâturage	Espèces épineuses	≥ 0.10	Valeur la plus élevée	Choix suivant EC estimé, notes de terrain et valeurs des indicateurs attribués
	Espèces en rosettes	≥ 0.40		
	Autres espèces non consommées	≥ 0.20		
Déprise pastorale	Espèces ligneuses	≥ 0.25	Ligneuses si le seuil est franchi, Herbacées de landes sinon	
	Espèces herbacées de landes	≥ 0.25		
Eutrophisation	Espèces nitrophiles	≥ 0.02	Nitrophiles si le seuil est franchi, eutrophiles sinon	
	Espèces modérément eutrophiles	≥ 0.25		
Destructuration du tapis végétal	Déchaussement	≥ 0.02	Déchaussement si le seuil est franchi, Sol nu sinon	
	Sol nu	≥ 0.10		
État de référence	-	Si aucune dégradation attribuée	-	

Tableau 26 : clé de tri des indicateurs suivant les recouvrements mesurés pour l'établissement de la typologie des dégradations.

Cette classification a alors servi à créer de nouvelles tables rassemblant, pour chaque habitat, les relevés attribués à un gradient, et les relevés dits de référence.

Mise en évidence de gradients de dégradation : sur les données taxinomiques de chacune de ces tables habitat/dégradation a été conduite une série d'AFC visant à retirer progressivement les relevés fortement à l'écart du nuage de points. Afin de faciliter l'interprétation des axes, cette opération a été réitérée jusqu'à faire apparaître un gradient net témoignant de la structure des données. Afin que le gradient soit plus lisible sur l'axe 1, nous avons choisi de retenir pour la présentation les graphiques avec en ordonnée, l'axe présentant une moindre inertie (axes 1-3 en général). Préalablement, les taxons contactés sur moins d'un relevé sur vingt (un *a minima*) ont été retirés. En effet, l'AFC peut attribuer aux taxons rares une inertie démesurée qui introduirait dans la suite des éléments confondants peu souhaitables.

En support à cette analyse, les recouvrements calculés pour différents indicateurs disponibles *a priori* ont été subdivisés en six classes adaptées des seuils usuels en phytosociologie (0 : f=0 ; 1 : 0 < f ≤ 5 % ; 2 : 5 % < f ≤ 25 % ; 3 : 25% < f ≤ 50 % ; 4 : 50 % < f ≤ 75 % ; 5 : f > 75%), représentées ensuite sur le plan factoriel. Le positionnement de leurs barycentres respectifs, si ils sont alignés le long d'un axe suivant l'ordre croissant ou décroissant, indique que l'axe représente bien le gradient écologique étudié.

Établissement de listes d'espèces indicatrices : pour chaque gradient ainsi repéré, les coordonnées des taxons sur l'axe ont été calculées. La position d'un taxon sur un axe de l'AFC qui explique bien un gradient écologique qualifie son affinité avec l'une ou l'autre des extrémités de ce gradient (i.e. l'un ou l'autre des habitats considérés), ou, pour les taxons proches de l'origine de l'axe, son indifférence (Figure 25). Dans notre cas, on trouve à une extrémité de l'axe les espèces indicatrices de l'état dégradé (voire d'un autre habitat, e.g. lande à l'extrême du gradient d'embroussaillage), et à l'extrémité opposée, les espèces sensibles à la dégradation matérialisée par l'axe. Les espèces situées au centre du gradient peuvent en effet être constitutives de l'habitat, mais ne pas périlcliter, ou insensiblement, face à la progression de la dégradation considérée. Ainsi, en fait de liste « d'espèces typiques » pour diagnostiquer l'état de

conservation, cette analyse aboutit plutôt à une liste « d'espèces sensibles » à une dégradation, susceptible de varier d'un gradient de dégradation à l'autre. **Les « espèces sensibles » communes aux différents gradients pourraient alors constituer la liste des « espèces typiques » pour diagnostiquer l'état de conservation.**

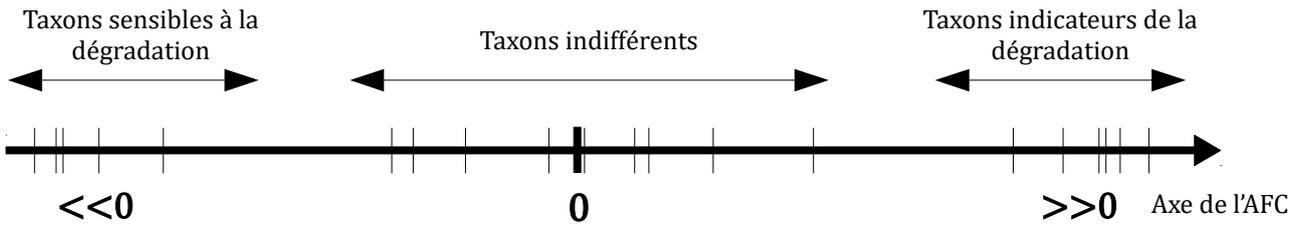


Figure 25: Schéma d'interprétation de la position des taxons sur un axe de l'AFC témoignant d'un gradient de dégradation.

L'étape suivante a consisté en un examen manuel des taxons le long des axes de l'AFC, afin de déterminer les taxons les plus structurants de l'habitat considéré, d'une part, et des différents états dégradés, d'autre part. En dehors des coordonnées, la fréquence d'occurrence (nombre de relevés où le taxon est présent), le recouvrement moyen sur tous les relevés, et les valences écologiques issues de la base de données Baseflor (Julve, 2012), ont été des critères de choix. En effet, il est apparu parfois que l'axe 1 exprimait aussi de manière moins nette un autre gradient écologique (pe.g. le gradient d'eutrophisation se doublait aussi d'un gradient de fraîcheur des pelouses, et donc seules les espèces indicatrices d'un niveau eutrophe ont été retenues).

Pour chaque gradient repéré lors de l'AFC, deux nouvelles variables représentant le recouvrement relatif cumulé de l'ensemble des taxons de chaque groupe ont ainsi été créées.

Établissement d'une première typologie des états de conservation : la suite de l'analyse a consisté en une combinaison d'analyses graphiques, visuelles, soutenues et confirmées par un ensemble de modèles et de tests statistiques. L'applicabilité des modèles a été déterminée *a posteriori* en vérifiant la conformité des résidus à la distribution normale.

- La principale analyse a pris la forme d'un graphique ci-après dénommé diagramme de succession. Les recouvrements relatifs des deux listes d'espèces (somme des recouvrements des taxons de la liste rapportée à la somme des recouvrements de tous les taxons d'un relevé) ont été représentés sur un même graphe en fonction de la position des relevés sur l'axe de l'AFC ayant servi à établir ces listes, selon :

- Coordonnée des sites = $f(R_{typ})$
- Coordonnée des sites = $f(R_{deg})$

Où R_{typ} et R_{deg} sont les recouvrements respectifs des espèces typiques de l'habitat et de l'habitat à l'extrémité du gradient (lande, eutrophe...).

Une représentation des modèles linéaires correspondants et de leurs intervalles de fluctuation au seuil 0,9 servaient d'aides visuelles à l'interprétation. Le diagramme ainsi construit a permis d'estimer visuellement les zones d'exclusion (que nous avons considérés correspondre aux états favorable et dégradé), et la zone de coexistence (que nous avons considérés correspondre à l'état altéré) des deux groupes d'espèces, permettant ainsi d'établir une première classification des états de conservation. Ce graphique permet aussi de repérer des relevés franchement en dehors des intervalles de fluctuation à 90 %, lesquels, après vérification de la composition floristique, ont été le cas échéant enlevés de l'analyse ultime.

- Afin de juger de la pertinence de la classification *a priori* et de les préciser, les classes de l'état de conservation telles que définies par le diagramme de succession ont été représentées sur un second graphe, représentant la relation :

$$R_{typ} = f(R_{deg})$$

Incluant, comme précédemment, une représentation du modèle correspondant et de son intervalle de fluctuation. Le choix du modèle (linéaire, exponentiel) dépendait de la forme du nuage de points.

Test des indicateurs : des représentations similaires, corrélant cette fois le recouvrement des espèces typiques à celui des principales espèces puis des différents indicateurs et espèces jugées indicatrices, ont permis de juger de la pertinence de ces dernières. Chacune de ces représentations était associée à deux tests, l'un synthétisant le caractère discriminant des indicateurs pour l'état de conservation (test de Kruskal-Wallis couplé à un test inter-classes *post-hoc* dit LSD de Fisher), l'autre la nature de leur lien avec le recouvrement relatif des espèces typiques de l'habitat (test de corrélation de Spearman).

Les probabilités critiques (p-values) des tests ont été ajustées par une correction de Bonferroni afin de minimiser le risque de faux positifs. Ont été considérés comme pertinents les indicateurs retournant des valeurs significatives pour les deux tests.

Mise au point et test de la clé des états de conservation : les comparaisons des valeurs des indicateurs entre états de conservation ont permis d'identifier, parmi les indicateurs pertinents, ceux représentatifs d'un état particulier le long du gradient « favorable → altéré → dégradé → autre habitat », ce qui a conduit par itérations successives à la construction et au test de plusieurs clés de tri des relevés aboutissant à attribuer à chacun un état de conservation.

Le résultat de cette nouvelle classification a été confronté à celle issue du diagramme de succession au moyen d'une matrice des attributions par classification, complétée par un test exact de Fisher. La moindre différence entre les deux typologies étant le résultat souhaité, on cherchait ici à minimiser la p-value (nulle idéalement) du test, et à maximiser le taux d'attributions identiques (« bonnes » attributions ; 100 % idéalement).

3.2- Résultats et proposition d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation pour les nardaies

Nous avons choisi de présenter en détail la méthode d'analyse et les résultats pour les nardaies, complété d'analyses plus générales. Pour les autres milieux, comme la démarche est identique, nous ne présentons que les résultats principaux ayant permis de proposer les indicateurs, les listes d'espèces typiques et les clés d'évaluation de l'état de conservation (voir chapitres 3.3 et suivants).

3.2.1- Mise à l'épreuve de la typologie des dégradations pour les nardaies

Au total, 71 relevés composent le jeu de données des nardaies. Après établissement de la typologie des dégradations (voir Tableau 26), ces 71 relevés se répartissaient entre 29 relevés « gradient ligneux », 4 relevés « espèces herbacées de landes », 2 relevés « déchaussement », 2 relevés « sol nu », 1 relevé « espèces épineuses », 5 relevés « espèces en rosettes », 3 relevés « autres espèces non consommées », 4 relevés « espèces nitrophiles », 4 relevés « espèces modérément eutrophiles », et 15 relevés « de référence ».

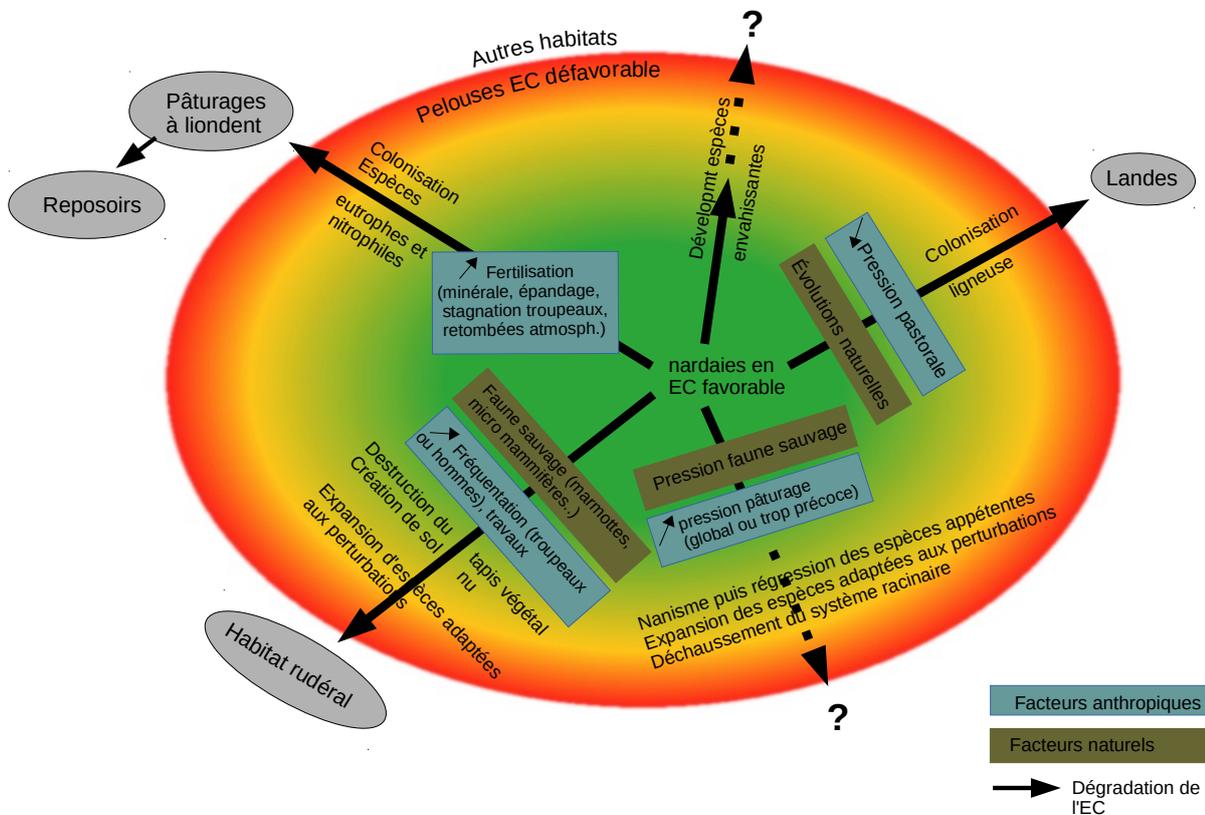
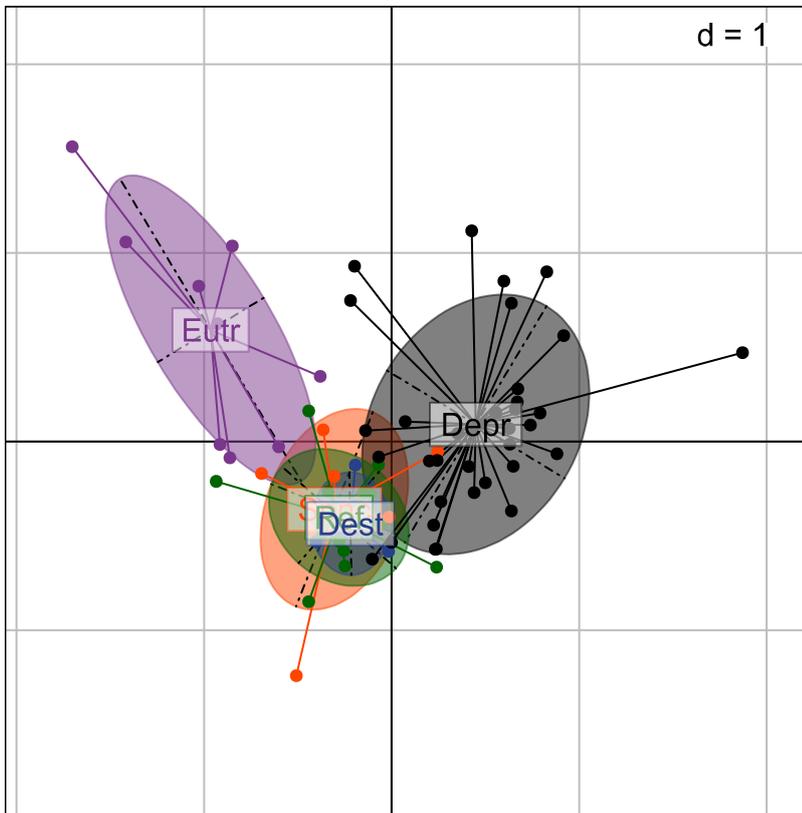


Figure 26 : Évolutions possibles de l'état de conservation des nardaies selon les pressions qu'elles subissent

Le cercle de couleur représente la diversité des faciès que peut prendre l'habitat selon les conditions écologiques et les pressions anthropiques locales ; ces faciès peuvent être classés selon un gradient d'état de conservation allant du bon état en vert à un état défavorable en rouge. Si l'intensité et la durée des pressions dépassent le seuil de résilience de l'habitat, il y a passage à d'autres habitats (ellipses grises). Chaque pression décrite au chapitre 1.3 est individualisée sur le schéma par un gradient symbolisé par une flèche, sur laquelle sont précisés les facteurs naturels ou anthropiques qui impactent l'habitat, les conséquences écologiques repérables et le cas échéant les habitats résultants si les facteurs dépassent le seuil de résilience de l'habitat. Les flèches en trait plein représentent les gradients connus et valables pour les nardaies et celles se terminant en trait pointillé représentent les évolutions pour lesquelles nous ne pouvons pas préciser jusqu'où le gradient peut évoluer.

Étant donné le manque récurrent de données pour différentes dégradations, en particulier dans les valeurs extrêmes, les relevés ont été regroupés par familles de dégradations correspondant à la Figure 26 (adaptée de la Figure 9 pour les nardaies) :

- « gradient ligneux » avec « espèces herbacées de landes » = « colonisation ligneuse » ;
- « déchaussement » avec « sol nu » = « destructuration du tapis végétal » ;
- « espèces épineuses » et « espèces en rosettes » avec « espèces monopolistes » = « développement espèces envahissantes » ;
- « espèces nitrophiles » avec « espèces modérément eutrophiles » = « colonisation des espèces eutrophes et nitrophiles ».



Les relevés ainsi séparés se sont correctement soumis à l'AFCVI (Figure 27), avec un test de permutation concluant à un effet classe significatif (Observation = 0.14, $p = 0.001$). Cependant, les relevés liés aux indicateurs « destruction du tapis végétal » et « développement espèces envahissantes » sont apparus peu distincts des relevés dits « de référence ».

Figure 27: séparation des relevés en nardaies suivant la typologie des dégradations sur les deux premiers axes d'une analyse factorielle des correspondances.

Ref : relevés de référence ; Depr : colonisation ligneuse ;
 Eutr : colonisation des espèces eutrophes et nitrophiles ;
 Dest : situation de déstructuration du tapis végétal ;
 Spnc : développement espèces envahissantes .

3.2.2- Analyse des nardaies par dégradation : déprise pastorale et gradient d'embroussaillage

Les relevés retenus pour l'analyse du gradient de déprise pastorale / colonisation ligneuse sont au nombre de 49. Les premières AFC ont abouti à la suppression de trois de ces relevés : lac04, manch1 et bon16, en raison de leur caractère atypique (manch1 et bon16 sont après visionnage des relevés affectés d'eutrophisation). Après cette mise à l'écart, il a été jugé que le nuage de points caractérisait bien le gradient recherché (Figure 28) ; les coordonnées des taxons devaient alors refléter leurs affinités avec l'une ou l'autre des extrémités du gradient (Tableau 27 ; liste complète en [annexe 6](#)).

L'analyse de tous les taxons a aussi permis de déterminer des listes de taxons plutôt caractéristiques des états de conservation altérés et dégradés et ceux indifférents à la déprise pastorale. Il est ainsi intéressant de noter que *Nardus stricta* fait partie de ce groupe des taxons indifférents, puisque sa coordonnée sur le gradient de colonisation ligneuse (0.2421) est proche de la valeur médiane. Cela concorde avec nos observations de terrain, cette espèce ayant montré une persistance étonnante y compris sur des sites avec une forte dynamique ligneuse, et ne déclinant qu'à la fermeture de la strate chaméphytique ; voir également (ref, ref...). Il en va de même pour quelques autres taxons pourtant ordinairement considérées comme les espèces compagnes typiques du nard : *Arnica montana* ($x = -0.1693$) est plutôt indifférente même si sa coordonnée négative la place plutôt du côté des espèces indicatrices des landes, *Campanula barbata* ($x = -1.0091$) est même classée comme indicatrice des landes alors que les phytosociologues la considère comme caractéristique des nardaies subalpines. Du côté des taxons indicatrices des landes, il est surprenant de voir apparaître des espèces eutrophes telles que *Phleum alpinum* et *Alchemilla sect. alchemilla*. Malgré leur récurrence dans les relevés, nous avons choisi de ne pas les retenir dans les analyses.

Les listes d'espèces ainsi établies ont permis de construire les deux variables R_{typ} et R_{deg} , puis le diagramme de succession de la nardaie ouverte à la lande (Figure 29).

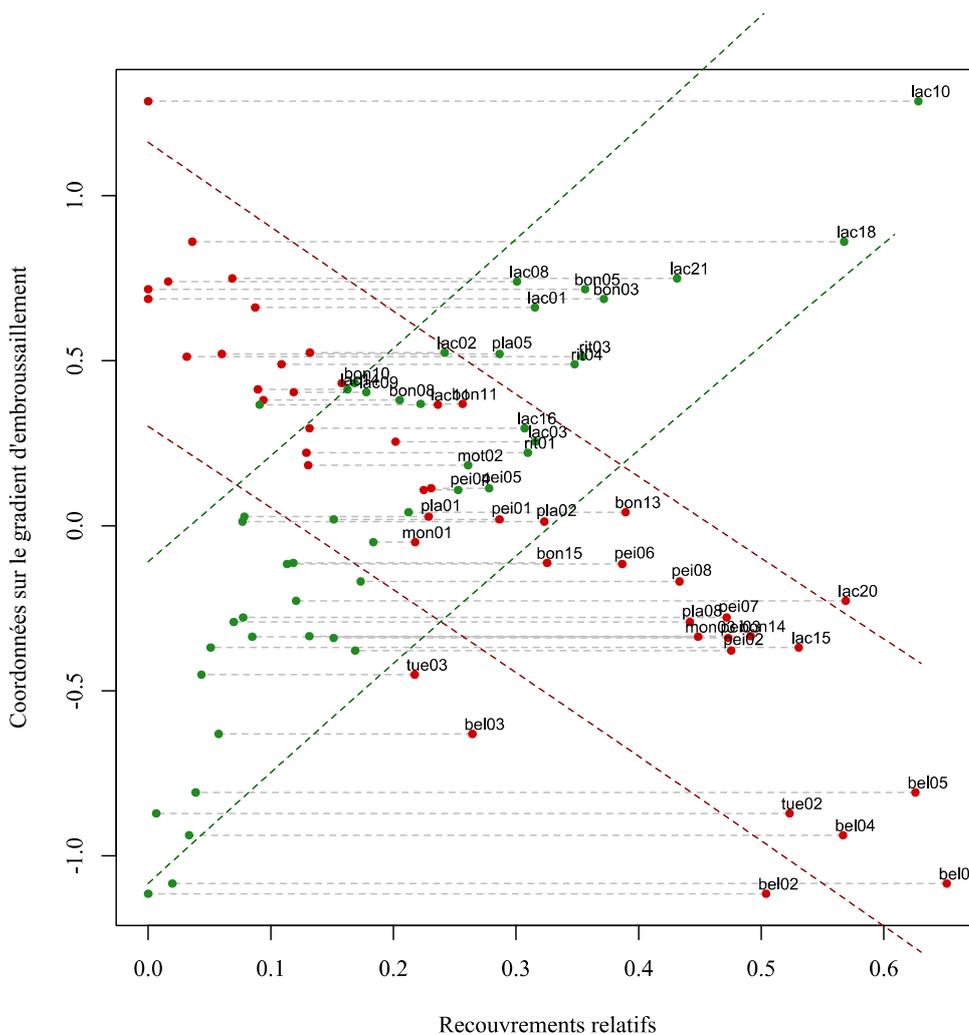


Figure 29: diagramme de la succession nardaie → Lande

Les points verts donnent les R_{typ} , recouvrements relatifs des espèces sensibles à la colonisation ligneuse (« espèces typiques »), les points rouges les R_{deg} , ceux des espèces de landes. Les lignes obliques matérialisent les intervalles de fluctuation au seuil 0,9 des modèles linéaires : Coordonnée = $f(R_{typ})$ et Coordonnée = $f(R_{deg})$, respectivement.

L'examen préliminaire a conduit à retirer, dans la suite de l'analyse, deux des trois relevés situés nettement en dehors des intervalles de fluctuation à 90 % (bel02, bel03), atypiques car présentant à la fois des valeurs de recouvrement ligneux relativement faibles, et peu d'espèces sensibles. L'analyse de ces relevés montre qu'il a eu probablement confusion entre la fétuque rouge et la canche flexueuse pour bel02 et bel03. Les analyses précédentes ont été refaites sans ces 2 relevés pour aboutir à une liste d'espèces typiques légèrement différente (Tableau 27). Il est alors à noter que les espèces eutrophes *Pleum alpinum* et *Alchemilla sect. alchemilla* ne figurent plus dans la liste des espèces indicatrices de lande, et qu'inversement *Nardus stricta* apparaît dans la liste des espèces sensibles à la colonisation ligneuse. Néanmoins, au vu du graphique montrant le recouvrement du nard en fonction du recouvrement des espèces sensibles à la colonisation ligneuse et du fait qu'il soit très recouvrant, nous avons préféré ne pas l'inclure dans la nouvelle liste retenue pour les analyses afin de garder un meilleur pouvoir discriminant.

Taxon	Coord.	N relevés concernés	Rec. moyen	Taxon	Coord.	N relevés concernés	Rec. moyen
Leucanthemum ircutianum	-1,729	3	0,002	Potentilla grandiflora	1,830	7	0,009
Polygala chamaebuxus	-1,391	5	0,009	Botrychium lunaria	1,472	3	0,002
Hieracium murorum aggr.	-1,184	9	0,010	Trifolium pratense	1,391	8	0,012
Avenella flexuosa	-0,869	30	0,147	Cerastium fontanum	1,387	3	0,001
Potentilla erecta	-0,859	13	0,033	Carex pilulifera	1,310	3	0,004
Rhododendron ferrugineum	-0,844	15	0,053	Anthyllis vulneraria	1,277	2	0,002
Bellidiastrum michelii	-0,822	2	0,002	Veronica bellidioides	1,235	3	0,002
Luzula campestris	-0,805	14	0,011	Ranunculus kuepferi	1,169	6	0,007
Alchemilla sect. Alpina	-0,797	5	0,003	Geum montanum	0,999	29	0,057
Vaccinium vitis-idaea	-0,756	28	0,100	Phyteuma betonicifolia	0,990	3	0,003
Luzula sylvatica subsp. sieberi	-0,751	9	0,027	Sempervivum montanum	0,986	6	0,004
Campanula barbata	-0,726	5	0,006	Luzula multiflora	0,986	4	0,003
Empetrum nigrum	-0,713	10	0,011	Festuca ovina aggr.	0,978	7	0,009
Pulmonaria angustifolia	-0,689	2	0,002	Trifolium badium	0,901	2	0,003
Veronica chamaedrys	-0,544	1	0,001	Galium pumilum	0,896	15	0,018
Juniperus nana	-0,539	17	0,069	Viola calcarata	0,886	4	0,004
Astrantia minor	-0,504	3	0,007	Campanula scheuchzeri	0,799	13	0,012
Vaccinium myrtillus	-0,464	31	0,159	Poa alpina	0,696	7	0,009
Vaccinium uliginosum	-0,433	26	0,178	Myosotis alpestris	0,688	5	0,002
Thymus serpyllum aggr.	-0,418	3	0,002	Plantago atrata	0,681	5	0,005
				Pilosella officinarum	0,649	5	0,002
				Potentilla aurea	0,612	32	0,067
				Anemone vernalis	0,593	10	0,026
				Avenula pubescens	0,593	7	0,006
				Scabiosa lucida	0,553	2	0,001
				Carduus defloratus	0,523	8	0,006
				Briza media	0,513	2	0,002
				Selaginella selaginoides	0,509	4	0,002
				Trifolium alpinum	0,463	27	0,116
				Nardus stricta	0,424	43	0,312
				Phyteuma globulariifolium	0,417	3	0,002
				Poa chaixii	0,405	12	0,016
				Gentiana acaulis	0,404	25	0,034
				Festuca rubra aggr.	0,330	36	0,154
				Salix herbacea	0,328	4	0,003
				Pilosella lactucella	0,312	6	0,005

Tableau 28: liste des taxons caractéristiques de la lande et taxons de nardaie sensible à la colonisation par les ligneux, classés selon leurs coordonnées sur le premier axe de l'AFC

Rouge : espèces de lande retenues dans les analyses suivantes, rose : non retenues ; vert foncé : espèces sensibles retenues dans les analyses suivantes ; vert clair : non retenues

Nous pouvons signaler que cette liste des espèces sensibles à la colonisation de la lande regroupe en grande majorité des espèces caractéristiques des nardaies, complétées par quelques espèces eutrophiles (*Trifolium pratense*, *Poa alpina*, *Plantago atrata* et *Festuca rubra aggr.*).

Le diagramme précédent a ainsi été actualisé (Figure 30). Les relevés ont pu alors être partagés entre différents « groupes » correspondant *a priori* aux classes d'état de conservation de la succession « pelouse à Nard → lande », en prenant comme critère le rapport entre les deux groupes de taxons :

- nardaie en bon état de conservation lorsque les « espèces typiques » étaient largement majoritaires et les espèces de landes peu présentes,
- nardaies en état de conservation altéré lorsque les deux groupes d'espèces coexistaient,
- nardaies en état de conservation dégradé lorsque les espèces de lande dominaient mais que les « espèces typiques » étaient encore bien présentes,
- landes lorsque ces espèces typiques n'étaient plus présentes ou rares.

Quelques relevés ressortent encore comme un peu atypique car l'un des points, le rouge ou le vert, se retrouve proche des lignes pointillées figurant l'intervalle de fluctuation au seuil de 90 %, voir est juste en dehors : pla01, lac11, pei01, lac14, bon08 et encore tue03.

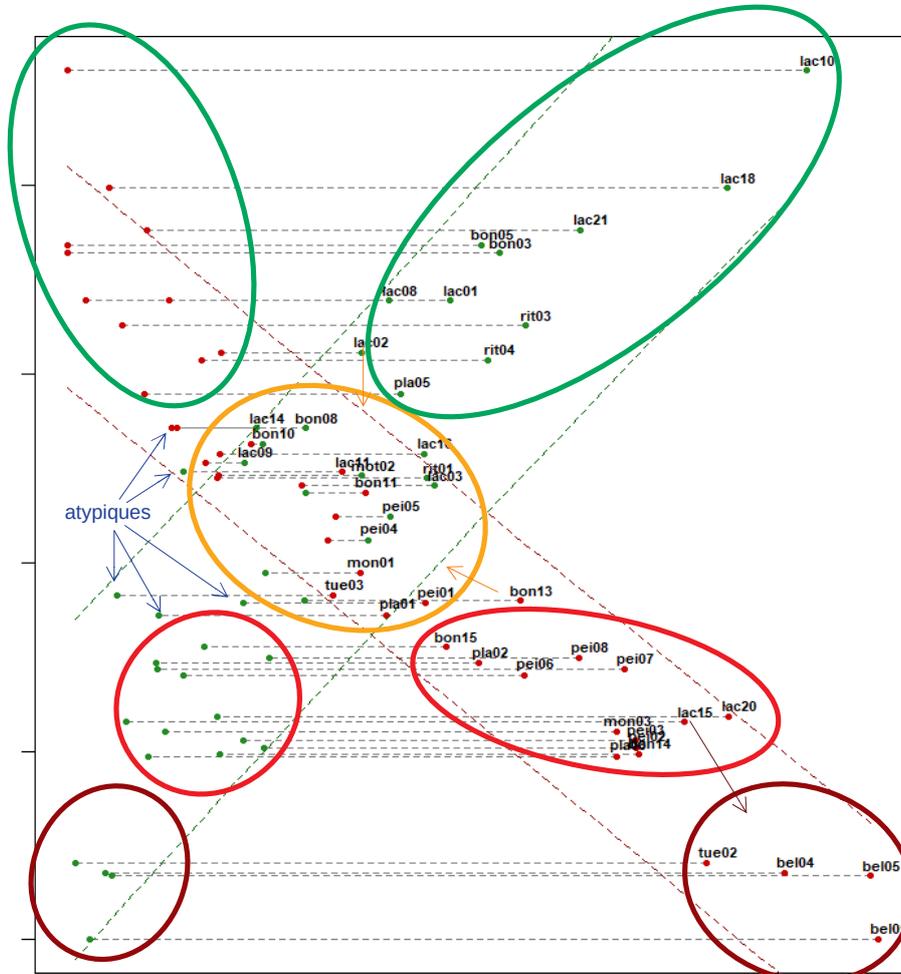


Figure 30: diagramme de la succession nardaie → Lande

Les points verts donnent les R_{typ} , recouvrements relatifs des espèces sensibles à la colonisation ligneuse (« espèces typiques »), les points rouges les R_{deg} , ceux des espèces de landes. Les lignes obliques matérialisent les intervalles de fluctuation au seuil 0,9 des modèles linéaires : Coordonnée = $f(R_{typ})$ et Coordonnée = $f(R_{deg})$, respectivement. Les enveloppes de couleur présentent les 4 groupes constitués.

La création du graphique suivant (Figure 31) a conduit à classer les relevés bon13 et lac02 dans le groupe « altéré » et le relevé lac15 dans le groupe des landes, malgré leurs positions plus éloignées après le classement de l'AFC. Dans le groupe « altéré », quelques relevés présentent aussi la particularité d'avoir des proportions d'espèces typiques ou d'espèces de landes plus faibles : ce sont ceux qui se retrouvent dans la partie basse au niveau de la ligne des 90 %: pla01, lac11, pei01, lac14, bon08. Le relevé tue03 n'a pas été représenté sur le graphique car trop atypique.

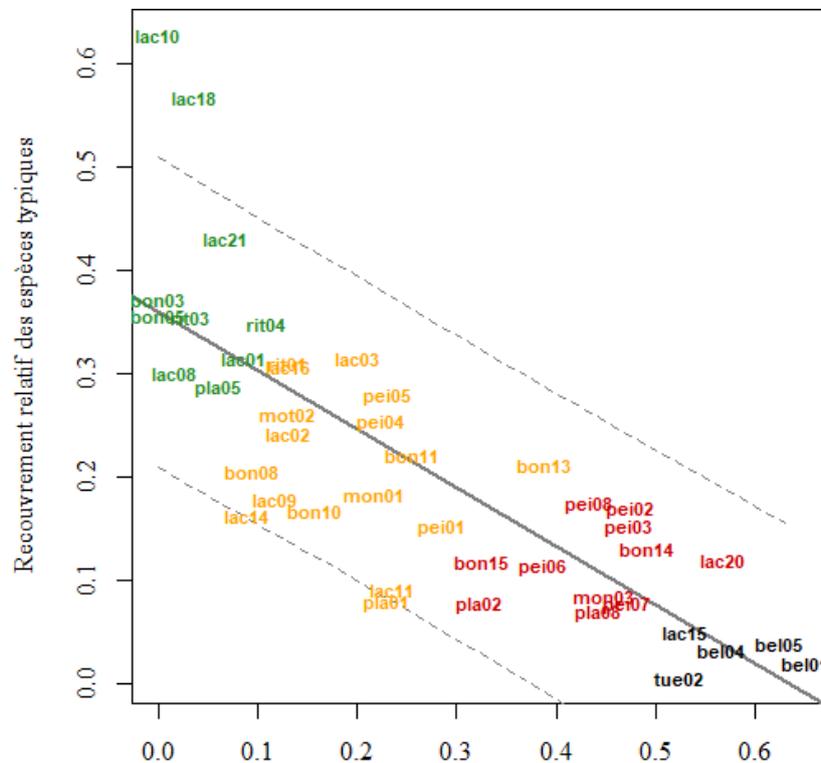


Figure 31 : classification des états de conservation le long du gradient de déprise pastorale pour les nardaies selon $R_{typ} = f(R_{deg})$.

Vert : état favorable ; orange: état altéré ; rouge : état dégradé ; noir : lande fermée. La ligne pleine représente la relation entre les variables selon un modèle linéaire ; les lignes discontinues représentent son intervalle de fluctuation au seuil 0,9.

Indicateur testé	Corr. de Spearman		Test Kruskal-Wallis	
	Rho	p-value	Chi ²	p-value
Total ligneux	-0,74	1,8E-07	27,65	6,9E-05
Total herbacées de landes	-0,66	2,2E-05	23,57	4,9E-04
Vaccinium myrtillus	-0,48	0,017	12,80	0,081
Vaccinium uliginosum	-0,46	0,027	17,31	0,010
V. myrtillus + V. uliginosum	-0,58	6,1E-04	21,56	0,001
Vaccinium vitis-idaea	-0,69	4,1E-06	20,82	0,002
Total Vaccinium spp.	-0,69	3,4E-06	24,30	3,5E-04
Empetrum nigrum	-0,23	1	9,58	0,360
Rhododendron ferrugineum	-0,55	0,002	15,58	0,022
Juniperus nana	-0,39	0,144	10,44	0,243
R. ferrugineum + J. nana	-0,59	3,5E-04	19,50	0,003
Luzula sylvatica subsp. sieberi	-0,17	1	6,10	1
Avenella flexuosa	-0,70	1,8E-06	26,10	1,5E-04
Hieracium murorum aggr.	-0,40	0,120	10,24	0,266
Potentilla erecta	-0,38	0,162	11,39	0,157
Nardus stricta	0,40	0,111	11,09	0,180

Tableau 29 : synthèse des indicateurs potentiels pour la déprise pastorale dans les nardaies

Les p-values données sont ajustées par correction de Bonferroni.

Une fois établie la pertinence de cette première classification, la suite de l'analyse a consisté à tester le potentiel descriptif de différents indicateurs, définis *a priori* (recouvrement total des ligneux, recouvrement total des espèces herbacées de landes...) ou issus de l'AFC (recouvrements individuels de taxons issus de la liste des indicatrices de déprise, indicateurs sommant le recouvrement de plusieurs taxons³), pour l'état de conservation. La synthèse de tous les tests et comparaisons effectués est disponible dans le Tableau 29. L'annexe n°7 présente les graphiques de recouvrement des principaux taxons et des indicateurs reconstitués.

³Ces indicateurs reconstitués diffèrent *a priori*, dans leur mode de calcul : pour ceux reconstitués, ils sont calculés en sommant le recouvrement de chaque espèce indépendamment les unes des autres (la somme peut donc dépasser les 100%) ; pour les indicateurs définis *a priori*, ils ont été calculés directement sur chaque relevé en regardant sur chaque point-contact les taxons présents (si sur un point il a été noté 2 taxons retenus, le contact prend la valeur 1 ; la somme ne peut donc pas dépasser 100%)

La dernière étape a consisté à construire une clé qui permette de classer le plus efficacement possible les relevés selon l'état de conservation défini précédemment en utilisant un ou plusieurs indicateurs. Nous avons essayé de choisir ceux qui nous paraissaient utilisables sur le terrain ; ainsi, il nous est apparu non réaliste d'utiliser un critère basé sur le recouvrement d'*Avenella flexuosa*, malgré une réponse très significative et un étagement net des valeurs observées le long du gradient d'état de conservation. En effet, des difficultés d'identification peuvent induire de fréquentes confusions avec *Festuca rubra* aggr., taxon considéré dans notre cas comme indicateur du « bon » état de conservation, en particulier si l'évaluation a lieu à un stade phénologique peu favorable (e.g. antérieur ou très postérieur à l'épiaison)⁴. Si l'examen attentif des deux plantes, y compris à l'état végétatif, laisse peu de doutes pour un botaniste, il paraît en revanche peu réaliste de les différencier *de visu* et d'estimer leurs recouvrements respectifs à l'échelle d'une placette ou d'un polygone.

Plusieurs clés ont été construites et testées successivement pour aboutir à celle que nous proposons ici.

1- Recouvrement total des ligneux < 25 %	→ état favorable
1- Recouvrement total des ligneux ≥ 25 % → 2	
2- Recouvrement total des ligneux < 50 % ET [recouvrement cumulé de <i>Juniperus nana</i> et <i>rhododendron</i> < 15 % ou absence de <i>Juniperus nana</i> et <i>rhododendron</i> même si le recouvrement total des ligneux ≥ 50 %]	→ état altéré
2- conditions non remplies	→ 3
3- Recouvrement cumulé des espèces sensibles à la colonisation de la lande ≥ 15 %	→ état dégradé
3- Recouvrement cumulé des espèces sensibles à la colonisation de la lande < 15 %	→ lande

EC diag. \ EC clé	F	A	D	L
F	10	0	0	0
A	6	10	1	0
D	0	1	10	0
L	0	0	0	5

Avec cette clé de tri, la concordance avec la classification issue du diagramme de succession est de 81 % (test exact de Fisher : p-value = $2,8 \cdot 10^{-14}$). Il existe ici un certain flou entre les états favorable et altéré, qui transparait dans le nombre d'attributions non concordantes (6 sur 17). Le détail des attributions d'état de conservation de l'une et de l'autre typologies est donné dans le Tableau 30.

Tableau 30 : matrice des attributions d'état de conservation suivant la classification issue du diagramme de succession et celle en utilisant la clé de tri.

La Figure 32 montre les résultats de la clé sur le graphique représentant le gradient de déprise pastorale pour les nardaies selon $R_{typ} = f(R_{deg})$.

⁴Dans la présente étude, des attributions plus ou moins surprenantes de sites à un état de conservation défavorable (peu de ligneux...) pourraient être mises sur le compte d'erreurs de détermination (cf. relevés bel02 et bel03 supprimés des analyses).

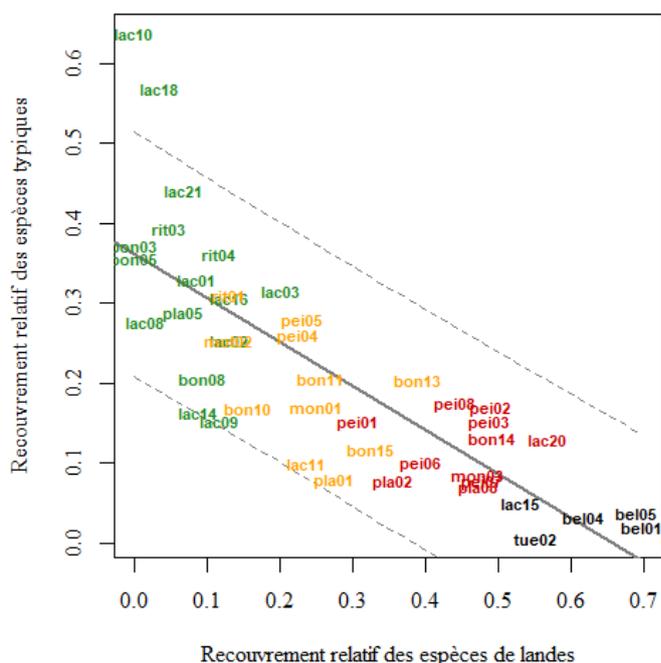


Figure 32 : classification des états de conservation le long du gradient de déprise pastorale pour les nardaies en utilisant la clé.

Vert : état favorable ; orange: état altéré ; rouge : état dégradé ; noir : lande fermée. La ligne pleine représente la relation entre les variables selon un modèle linéaire ; les lignes discontinues représentent son intervalle de fluctuation au seuil 0,9.

Il est à noter qu'il a été possible d'améliorer encore la clé pour avoir un meilleur taux d'attribution : plusieurs des 6 relevés « altérés » mal classés par la clé pourraient être bien attribués si l'on ajoute un critère sur les espèces de nardaies sensibles à la colonisation pour caractériser l'état de conservation favorable. Cette possibilité n'a pas été retenue suite à l'analyse finale (voir plus loin). Cette clé est inévitablement réductrice, car elle a été conçue à partir de notre jeu de données. Afin de la rendre plus générale et aider les opérateurs dans leur évaluation, nous présentons en complément, pour chaque état de conservation, une description plus complète. Les critères mis en avant sont soit issus de nos observations de terrain mais sans avoir été démontrés par les analyses, soit ceux qui n'ont pas été retenus car pas assez discriminants, soit ceux qui ont été jugés trop peu pratiques pour une utilisation systématique sur le terrain :

<p style="text-align: center;">Etat de conservation favorable</p> <ul style="list-style-type: none"> • recouvrement du nard > 30 % • espèces sensibles à la colonisation de la lande > 60 % • féтуque rouge presque toujours présente • recouvrement des ligneux < 25 % • ligneux représentés essentiellement par la myrtille (les airelles sont rares ou absentes), par pied isolés ou patch peu denses, plants de petite dimension • la canche flexueuse est rare (recouvrement <10 %) ou absente • certaines autres espèces typiques des landes (<i>Potentilla erecta</i>, <i>Luzula sylvatica</i>, <i>Astrantia minor</i>, <i>Campanula barbata</i>) sont aussi rares ou absentes 	<p style="text-align: center;">Etat de conservation altéré</p> <ul style="list-style-type: none"> • nard toujours présent (recouvrement >10%) • recouvrement des ligneux presque toujours > 25 % • les airelles sont la plupart du temps présentes en mélange avec la myrtille • le rhododendron est rare ou absent • la canche flexueuse reste contenue (recouvrement < 25%) • l'arnica semble presque toujours présent
<p style="text-align: center;">Etat de conservation dégradé</p> <ul style="list-style-type: none"> • certaines espèces sensibles à la colonisation de la lande disparaissent ou deviennent très rares : <i>Potentilla grandiflora</i>, <i>Trifolium pratense</i>, <i>Galium pumilum</i>, <i>Campanula scheuchzeri</i>, <i>Poa alpina</i>, <i>Plantago atrata</i> • d'autres espèces sensibles restent 	<p style="text-align: center;">Landes</p> <ul style="list-style-type: none"> • la plupart des espèces sensibles à la colonisation de la lande disparaissent ou deviennent très rares : celles de l'EC dégradé + <i>Geum montanum</i>, <i>Myosotis alpestris</i>, <i>Potentilla aurea</i>, <i>Anemone vernalis</i>, <i>Trifolium alpinum</i>, (<i>Gentiana</i>

<p>néanmoins encore présentes : <i>Potentilla aurea</i>, <i>Gentiana acaulis</i>, <i>Festuca rubra</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • recouvrement des ligneux toujours > 50 % • les airelles à elles seules dominent la végétation • le rhododendron et le Genévrier nain sont presque toujours présents • la canche flexueuse est toujours présente et peut largement dominer la strate herbacée • l'arnica semble presque toujours présent • la strate muscinale (et les lichens) est souvent présente 	<p><i>acaulis</i>), <i>Festuca rubra</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • recouvrement des ligneux toujours > 50 %, en plages denses et hautes • recouvrement cumulé du rhododendron et du Genévrier nain >20 % • la canche flexueuse domine la strate herbacée (souvent >50%), en compagnie du nard • Quelques espèces des nardaies ± indifférentes semblent disparaître ou devenir très rares : <i>Bistorta vivipara</i>, <i>Carex sempervirens</i> • la strate muscinale (et les lichens) est bien présente
--	--

3.2.3- Analyse des nardaies par dégradation : gradient d'eutrophisation

Afin de pallier le manque de données, les relevés classés comme eutrophisés par la typologie des dégradations ont été complétés par 7 lignes de lecture issues du programme Alpages Sentinelles⁵ et 3 relevés cumulant eutrophisation et signes de déprise pastorale (initialement classés comme atteints par la seconde). Le jeu de données ainsi augmenté comprenait 33 relevés. Préalablement à toute analyse, les recouvrements notés pour *Festuca rubra* s.s., espèce formellement identifiée sur certains des relevés supplémentaires, ont été réintégrés dans l'agrégat *Festuca rubra* aggr. afin d'uniformiser le traitement de ce groupe d'espèces difficile.

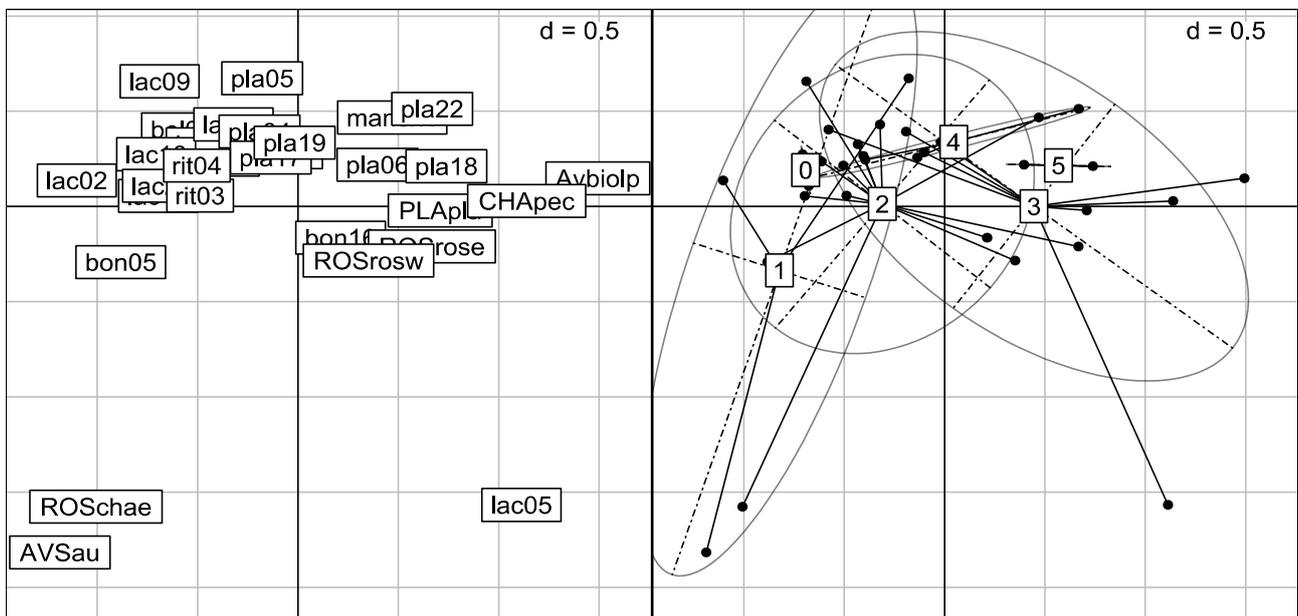


Figure 33: projection des relevés en nardaies « eutrophisées » sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances

A droite, relevés classés selon les classes de recouvrement d'une liste d'espèces eutrophiles définie *a priori*.

L'AFC a conduit à retirer un relevé particulièrement atypique (tue03)⁶, les autres s'inscrivant globalement dans un gradient d'eutrophisation que matérialise sa première composante (Figure

⁵Ces lignes de lecture sont suivies par les équipes du parc national avec un protocole très proche, puisque la seule différence concerne le nombre de points relevés, 80 au lieu de 50.

⁶Ce relevé a aussi été enlevé des analyses finales pour le gradient « déprise pastorale » car aussi trop atypique ; la place de ce relevé sera discutée lors de l'analyse globale

33). Il demeure une forte inertie sur les axes suivants, imputable toutefois sur l'axe 2 aux espèces liées à la déprise pastorale introduites dans l'analyse par les trois relevés précédemment réattribués. L'axe 1 a donc permis, comme précédemment, d'établir les listes d'espèces correspondant aux taxons sensibles à l'eutrophisation (« typiques ») et aux taxons caractéristiques des nardaies eutrophisées (Tableau 31 ; liste complète en **annexe 8**).

Contrairement aux observations faites sur le gradient de déprise pastorale (Tableau 28), *Nardus stricta* apparaît sensible à l'eutrophisation, bien que sa coordonnée sur le gradient (-0.6202) soit relativement proche de zéro en comparaison d'autres taxons probablement plus sensibles encore à une augmentation de la richesse chimique du sol. *A contrario*, la seconde graminée dominante de la nardaie, *Festuca rubra* aggr., quitte ici les espèces sensibles et rejoint les espèces caractéristiques d'un processus d'eutrophisation en cours. Sa position sur le gradient, aux côtés de *Phleum alpinum* s.l., corrobore Bornard (Bornard et al., 2006) qui signale l'évolution des nardaies (type S1 notamment) vers des pelouses à Fétuque rouge (type S2) comme une conséquence de procédés de fertilisation volontaire.

Un tri important s'est révélé nécessaire parmi les autres taxons de l'extrémité eutrophile du gradient. En effet, parmi des espèces notoirement eutrophiles (e.g. *Rumex* spp., *Alchemilla* sect. *alchemilla*, *Phleum alpinum* s.l.) ont également été repérés des taxons appréciant une humidité édaphique relativement importante (*Bistorta officinalis*, *Trollius europaeus*, *Imperatoria ostruthium*, *Thalictrum aquilegiifolium*, *Deschampsia cespitosa*). Ceci témoigne de l'ambiguïté entre flore de sol riche et flore de sol frais (espèces hygroclines à hygrophiles), l'humidité édaphique étant souvent accompagnée d'une accumulation de nutriments par ruissellement et/ou colluvionnement (on remarquera, par exemple, la présence récurrente d'espèces dites nitrophiles au pied d'éboulis ou dans les talwegs). Quelques autres espèces étaient représentatives d'une communauté de prairie de fauche (*Cyanus montanus*, *Achillea distans*, *Pimpinella major*) ou effectivement plutôt eutrophiles, mais indicatrices d'un long enneigement (*Ranunculus kuepferi*), situation où une relative richesse en substances azotées est ordinaire et non préoccupante.

Dans l'ensemble, cette étape a montré l'importance d'un examen minutieux des taxons classés par l'AFC, de multiples influences – et non seulement une eutrophisation issue de pratiques de fertilisation – étant à l'œuvre ici.

Taxon	Coord.	N relevés concernés	Rec. moyen
Allium schoenoprasum	-1,6870	1	0,0013
Androsace adfinis	-1,6870	1	0,0003
Hieracium villosum aggr.	-1,6870	1	0,0003
Leucanthemopsis alpina	-1,6870	1	0,0009
Jacobaea incana	-1,4311	1	0,0022
Thymus serpyllum aggr.	-1,3941	6	0,0288
Carex curvula subsp. curvula	-1,3159	3	0,0147
Carex caryophylla	-1,2458	2	0,0028
Veronica alpina	-1,2324	2	0,0009
Scabiosa lucida	-1,1916	5	0,0144
Sempervivum montanum	-1,1783	3	0,0019
Mutellina adonidifolia	-1,1639	4	0,0222
Anemone vernalis	-1,1383	7	0,0206
Juniperus nana	-1,1073	5	0,0181
Phyteuma hemisphaericum	-1,0862	4	0,0022
Poa chaixii	-1,0295	4	0,0075
Betonica hirsuta	-1,0050	1	0,0013
Kalmia procumbens	-0,9799	1	0,0019
Phyteuma globulariifolium	-0,9799	1	0,0013
Potentilla crantzii	-0,9799	1	0,0006
Sempervivum arachnoideum	-0,9623	1	0,0006
Silene vulgaris	-0,9581	2	0,0028
Carex pilulifera	-0,9268	3	0,0050
Alopecurus gerardii	-0,9267	2	0,0094
Potentilla grandiflora	-0,8988	5	0,0113
Pilosella glacialis	-0,8361	2	0,0066
Trifolium alpinum	-0,8346	13	0,0559
Gentiana acaulis	-0,8265	11	0,0231
Campanula barbata	-0,8216	1	0,0025
Geum montanum	-0,7962	21	0,0653
Festuca ovina aggr.	-0,7830	5	0,0113
Pilosella officinarum	-0,7731	3	0,0019
Pedicularis cenisia	-0,7577	4	0,0034
Phyteuma betonicifolia	-0,7535	2	0,0022
Myosotis alpestris	-0,7513	4	0,0025
Helictochloa versicolor	-0,7078	14	0,0769
Carlina acaulis	-0,6942	1	0,0006
Pedicularis rostratospicata	-0,6942	1	0,0013
Potentilla verna	-0,6942	1	0,0019
Gentianella campestris	-0,6914	2	0,0009
Antennaria dioica	-0,6810	3	0,0038
Potentilla erecta	-0,6656	5	0,0200
Vaccinium myrtillus	-0,6530	6	0,0125
Salix herbacea	-0,6455	2	0,0013
Nardus stricta	-0,6202	31	0,3600
Deschampsia flexuosa	-0,6181	10	0,0556

Taxon	Coord.	N relevés concernés	Rec. moyen
Dactylis glomerata	2,1237	1	0,0016
Poa pratensis	2,1237	1	0,0041
Deschampsia cespitosa	1,9594	2	0,0059
Rhinanthus minor	1,9445	3	0,0047
Achillea millefolium	1,9076	2	0,0131
Galium verum	1,6195	1	0,0003
Senecio doronicum	1,6195	1	0,0003
Achillea distans	1,5829	1	0,0031
Arabis ciliata	1,5829	1	0,0006
Colchicum alpinum	1,5829	1	0,0025
Lathyrus pratensis	1,5829	1	0,0081
Linum alpinum	1,5829	1	0,0006
Pimpinella major	1,5829	1	0,0069
Thalictrum aquilegifolium	1,5829	1	0,0006
Trisetum flavescens	1,5829	1	0,0038
Poa annua	1,5724	2	0,0041
Hypericum maculatum	1,5141	3	0,0078
Carum carvi	1,4138	3	0,0153
Veronica bellidioides	1,3667	4	0,0038
Trifolium montanum	1,3597	5	0,0225
Imperatoria ostruthium	1,3552	2	0,0025
Solidago virgaurea	1,2982	2	0,0050
Rumex acetosa	1,2898	2	0,0034
Chaerophyllum hirsutum	1,2218	2	0,0019
Cyanus montanus	1,2218	2	0,0009
Trollius europaeus	1,1559	2	0,0113
Bistorta officinalis	1,1496	2	0,0125
Ranunculus kuepferi	1,0626	9	0,0284
Blitum bonus-henricus	1,0519	1	0,0006
Alchemilla sect. Alchemilla	1,0316	20	0,1541
Rumex alpinus	0,9504	1	0,0069
Veratrum album	0,8969	2	0,0075
Crocus vernus	0,8950	10	0,0581
Anemone alpina	0,8387	5	0,0131
Agrostis alpina	0,8010	2	0,0063
Rumex arifolius	0,7325	2	0,0038
Pulmonaria angustifolia	0,7289	2	0,0019
Agrostis capillaris	0,7093	3	0,0144
Centaurea uniflora	0,6704	4	0,0069
Geranium sylvaticum	0,6682	1	0,0006
Helictotrichon sedenense	0,6682	1	0,0088
Trifolium pratense	0,6353	18	0,0938
Agrostis fragifera	0,5625	1	0,0006
Trifolium repens	0,5279	7	0,0188
Campanula rhomboidalis	0,4996	1	0,0013
Patzkea paniculata	0,4996	1	0,0006
Festuca rubra aggr.	0,4934	25	0,2897
Phleum alpinum aggr.	0,4846	20	0,1472
Plantago atrata	0,4410	14	0,0441

Tableau 31 : liste des taxons caractéristiques de nardaies eutrophisées et taxons de nardaie sensible à l'eutrophisation, classés selon leurs coordonnées sur le premier axe de l'AFC.

Rouge : espèces « eutrophes » retenues dans les analyses suivantes, rose : non retenues ; vert foncé : espèces sensibles retenues dans les analyses suivantes ; vert clair : non retenues)

Les listes ainsi définies comportent 22 taxons sensibles à l'eutrophisation, et 27 taxons caractéristiques d'une eutrophisation du milieu. Les variables R_{typ} et R_{deg} ont pu alors être calculées.

L'examen préliminaire du diagramme de succession dérivant de ces listes (Figure 34) a conduit à retirer de l'analyse un relevé supplémentaire, pla05, comportant des recouvrements trop faibles pour les deux variables et probablement sans rapport avec le gradient étudié. Nous avons alors pu découper le gradient en zones correspondant aux différents états de conservation.

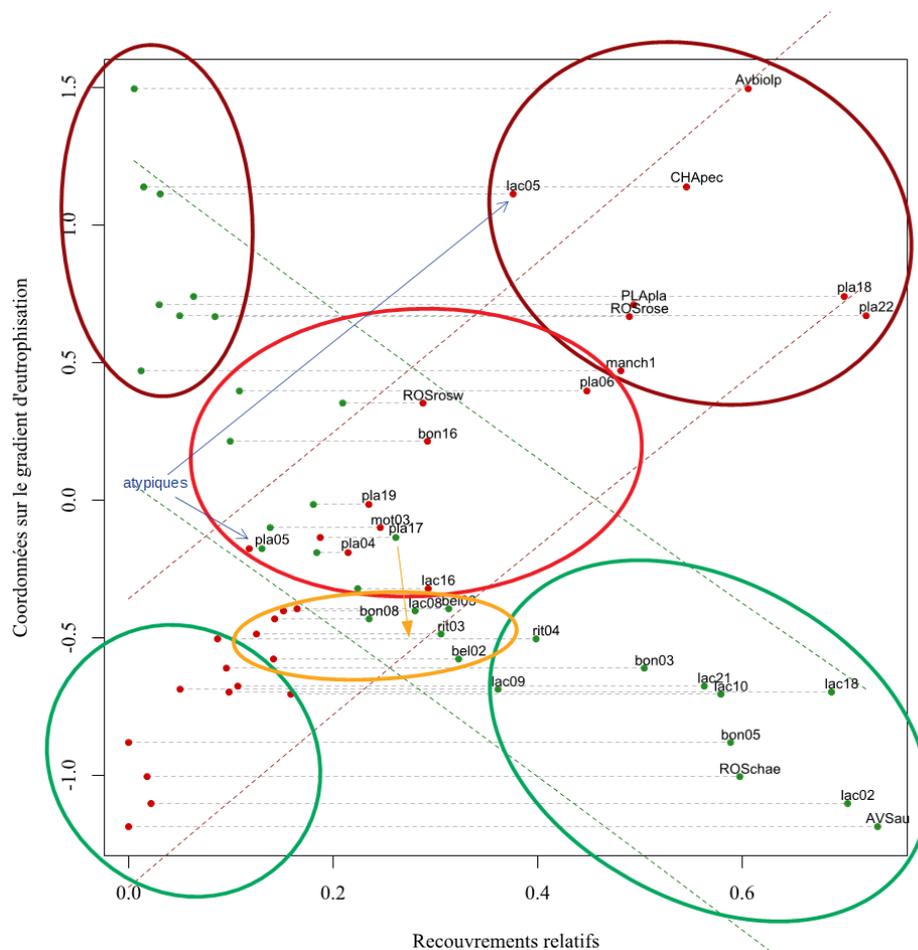


Figure 34: diagramme de la succession Nardaie → Pelouse eutrophe.

Les points verts donnent les R_{typ} , recouvrements relatifs des espèces sensibles à l'eutrophisation (« espèces typiques »), les points rouges les R_{deg} , ceux des espèces plus ou moins eutrophiles. Les lignes obliques matérialisent les intervalles de fluctuation au seuil 0,9 des modèles linéaires : Coordonnée = $f(R_{typ})$ et Coordonnée = $f(R_{deg})$, respectivement. Les zones de couleur matérialisent la typologie des états de conservation établie par ce graphique : vert : favorable ; orange : altéré ; rouge : dégradé ; marron : habitats eutrophes.

Ces premiers résultats permettent bien de décrire le gradient avec à une extrémité les habitats franchement eutrophisés (en haut sur le graphique) et notamment ceux décrits par Bornard *et al.* (2006) comme des pelouses à Fétuque rouge et Alchémille vulgaire (faciès S2.1). A noter cependant que ces habitats eutrophisés ne sont *a priori* qu'une étape intermédiaire avant le reposoir (qui aurait pu constituer, si il avait été échantillonné, une nouvelle catégorie). A l'autre extrémité, nous retrouvons les relevés de nardaies typiques, qui sont identiques à ceux du gradient de colonisation par la lande : seuls lac02 et lac09 classés en état de conservation altéré pour le gradient précédent semble plutôt dans le groupe des nardaies typiques sur le gradient eutrophisé, mais ils sont limités dans l'un et l'autre.

Par rapport au gradient de colonisation de la lande, le graphique montre que le recouvrement des espèces sensibles à l'eutrophisation suivent une courbe de type $1/x$, ce qui d'après nos hypothèses correspond au cas où l'eutrophisation a un effet puissant sur la composition de la nardaie. Comme supposé, il est plus délicat de constituer des groupes pour les relevés intermédiaires. Cette forme de courbe se retrouve aussi nettement dans le graphique représentant le recouvrement des espèces eutrophes par rapport à celles des nardaies typiques ; le choix s'est porté sur une régression exponentielle de type $R_{typ} = a \cdot e^{-b \cdot R_{deg}}$ où a et b sont des constantes positives.

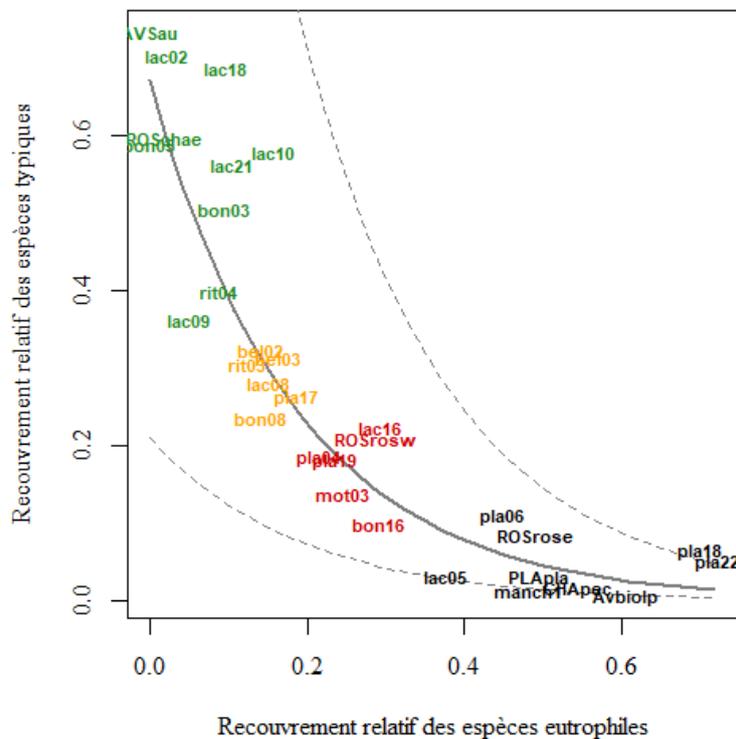


Figure 35 : confirmation de la classification des états de conservation le long du gradient nardaies → landes selon $R_{typ} = f(R_{deg})$.

Vert : état favorable ; orange : état altéré ; rouge : état dégradé ; noir : habitat eutrophisé. La ligne pleine représente la relation entre les variables selon un modèle exponentiel ; les lignes discontinues représentent son intervalle de fluctuation au seuil 0,9.

Ce graphe met comme prévu en évidence la limite floue entre les états altéré et favorable, avec un noyau de 6 relevés ambigus comportant des espèces eutrophiles en abondance raisonnable (< 20%) mais avec une proportion nettement plus faible de taxons sensibles à l'eutrophisation (< 30%).

A partir de ces groupes, le potentiel descriptif des indicateurs a été testé. L'analyse du gradient mis

Indicateur testé	Corr. de Spearman		Test Kruskal-Wallis	
	Rho	p-value	Chi ²	p-value
Total modérément eutrophiles	-0.69	2.5E-04	18.55	0.001
Total nitrophiles	-0.55	0.019	14.62	0.009
Total nitro. + Alchemilla	-0.82	2.8E-07	22.10	2.1E-04
Poa alpina	-0.27	1	3.52	1
Phleum alpinum s.l.	-0.52	0.033	11.95	0.033
P. alpina + P. alpinum s.l.	-0.48	0.085	11.10	0.050
Alchemilla sect. Alchemilla	-0.78	3.4E-06	19.83	6.4E-04
Festuca rubra aggr.	-0.84	4.2E-08	17.51	0.002
Plantago atrata	-0.64	0.001	10.11	0.083
Trifolium pratense	-0.54	0.020	6.65	0.467
Trifolium repens	-0.21	1	1.65	1
T. pratense + T. repens	-0.70	1.3E-04	12.86	0.021
Nardus stricta	0.78	3.3E-06	15.79	0.005

Tableau 32 : synthèse des indicateurs potentiels pour l'eutrophisation dans les Nardaies

Les p-values données sont ajustées par correction de Bonferroni.

en lumière par l'AFC a permis de repérer de nouvelles espèces potentiellement indicatrices d'un enrichissement du sol : *Festuca rubra* aggr., *Plantago atrata*, *Trifolium pratense*, *Trifolium repens*. Cette analyse a également motivé une nouvelle définition de l'indicateur « espèces nitrophiles » avec une liste de taxons élargie : *Blitum bonus-henricus*, *Rumex acetosa*, *Rumex alpinus*, *Rumex arifolius*, *Veratrum album*... et, optionnellement, *Alchemilla* sect. *alchemilla* (tests effectués avec et sans cette dernière). À ces variables s'ajoutent l'indicateur « espèces modérément eutrophiles » non modifié, *Poa alpina* et *Phleum alpinum* s.l.. Étant donné la sensibilité de *Nardus*

stricta à l'eutrophisation, sa valeur indicatrice, par sa disparition dans les pelouses enrichies, cet indicateur a également été maintenu.

La synthèse de tous les tests et comparaisons effectués est disponible dans le Tableau 32.

Les tests ont montré la plus grande pertinence des indicateurs suivants pour la description du gradient d'eutrophisation dans les nardaies : recouvrement total des espèces modérément eutrophiles ; recouvrement total des espèces nitrophiles, incluant *Alchemilla* sect. *Alchemilla* ; recouvrement d'*Alchemilla* sect. *alchemilla* seule ; recouvrement de *Phleum alpinum* s.l. ; recouvrement de *Festuca rubra* aggr. ; recouvrement cumulé de *Trifolium pratense* et *T. repens* ; recouvrement de *Nardus stricta*.

Les résultats apparaissent particulièrement intéressants pour *Festuca rubra* aggr.. Taxon présent dès les premiers stades du gradient, sa dominance semble connaître une augmentation constante tout au long du processus d'eutrophisation et présente des valeurs bien individualisées dans la situation intermédiaire que constitue l'état altéré. Le caractère discriminant du taxon pourrait de plus être sous-estimé, les points correspondant à certains relevés réalisés lors du premier jour de terrain (bel02, bel03) pouvant être mal placés par suite de confusions possible entre *F. rubra* aggr. et *Avenella flexuosa*.

Par ailleurs, l'indicateur « espèces nitrophiles » incluant *Alchemilla* sect. *alchemilla* apparaît très discriminant pour les habitats eutrophes, ce qui confirme l'*a priori* ayant initialement motivé sa distinction : le cortège d'espèces représenté par cet indicateur intervient tardivement au cours du processus d'eutrophisation et sa présence doit signaler un « plus mauvais » état de conservation.

Enfin, le déclin de *Nardus stricta* face à l'augmentation de la richesse chimique du sol, s'il transparaît peu en début de gradient, se révèle abrupt dans les habitats eutrophes. Ce résultat fait de *Nardus stricta* un descripteur complémentaire intéressant pour les sites présentant une eutrophisation avancée.

Avant de présenter la clé pour évaluer l'état de conservation, nous relatons ici des analyses complémentaires réalisées après celles réalisées sur les gradients d'envahissement par les espèces non consommées ou la création de sol nu. En effet, plusieurs relevés se sont vus être aussi affectés par l'eutrophisation, et une nouvelle démarche d'analyse a été réalisée en ajoutant ces relevés : bon07, lac17, mon02, mon04, pla03. L'AFC a été peu modifiée, mais la liste des espèces prises en compte dans l'analyse a été légèrement revue (Tableau 33) :

Taxons	Axe 1	N relevés concernés	Rec, moyen	Taxons	Axe 1	N relevés concernés	Rec, moyen
Dactylis glomerata	2,541	1	0,001	Sempervivum montanum	-1,195	3	0,002
Poa pratensis	2,541	1	0,003	Juniperus nana	-1,130	6	0,019
Rhinanthus minor	2,322	3	0,004	Anemone vernalis	-1,068	8	0,018
Achillea millefolium	1,912	4	0,013	Potentilla grandiflora	-0,911	7	0,011
Poa annua	1,860	2	0,003	Poa chaixii	-0,907	5	0,007
Carum carvi	1,733	3	0,013	Carex pilulifera	-0,899	3	0,004
Hypericum maculatum	1,679	3	0,007	Scabiosa lucida	-0,890	5	0,012
Veronica bellidioides	1,671	4	0,003	Thymus serpyllum aggr.	-0,839	8	0,029
Trifolium montanum	1,647	5	0,019	Luzula multiflora	-0,823	9	0,010
Rumex acetosa	1,531	2	0,003	Pilosella officinarum	-0,817	3	0,002
Chaerophyllum hirsutum	1,399	2	0,002	Mutellina adonidifolia	-0,808	4	0,019
Blitum bonus-henricus	1,261	1	0,001	Festuca ovina aggr.	-0,791	5	0,009
Alchemilla sect. Alchemilla	1,139	24	0,140	Trifolium alpinum	-0,778	15	0,053
Rumex alpinus	1,079	1	0,006	Myosotis alpestris	-0,770	4	0,002
Agrostis alpina	1,031	2	0,005	Gentiana acaulis	-0,764	15	0,025
Crocus vernus	0,989	14	0,053	Arnica montana	-0,743	10	0,032
Veratrum album	0,936	2	0,006	Helictochloa versicolor	-0,740	19	0,082
Agrostis capillaris	0,824	3	0,012	Geum montanum	-0,682	25	0,062
Rumex arifolius	0,742	3	0,004	Vaccinium myrtillus	-0,655	6	0,011
Anemone alpina	0,680	6	0,013	Pedicularis cenisia	-0,633	8	0,007
Trifolium pratense	0,664	23	0,088	Homogyne alpina	-0,590	16	0,028
Phleum alpinum aggr.	0,603	22	0,132	Carex sempervirens	-0,579	20	0,093
Trifolium repens	0,487	8	0,019	Botrychium lunaria	-0,575	4	0,003
Poa alpina	0,429	21	0,073	Vaccinium uliginosum	-0,554	6	0,015
Plantago atrata	0,393	15	0,039	Selaginella selaginoides	-0,535	7	0,007
Festuca rubra aggr.	0,362	30	0,301	Carduus defloratus	-0,528	13	0,016
				Potentilla erecta	-0,528	5	0,017
				Phyteuma hemisphaericum	-0,527	6	0,004
				Vaccinium vitis-idaea	-0,505	8	0,025
				Deschampsia flexuosa	-0,496	13	0,055
				Nardus stricta	-0,495	37	0,358
				Galium pumilum	-0,470	18	0,021

Tableau 33 : liste des taxons caractéristiques de nardaies eutrophisées (rouge) et taxons de nardaie sensible à l'eutrophisation (vert).

Les espèces non retenues ne figurent pas dans ce tableau (voir tableau 7 car il s'agit à peu de chose près des mêmes taxons).

Les deux versions de ces listes sont peu différentes : *Poa alpina* intègre maintenant la liste des espèces des nardaies eutrophisées, et *Luzula multiflora*, *Arnica montana*, *Homogyne alpina*, *Carex sempervirens*, *Botrychium lunaria*, *Vaccinium uliginosum*, *V. vitis-idaea*, *Carduus defloratus* et *Galium pumilum* intègre celle des espèces sensibles à l'eutrophisation. Nous pouvons signaler que cette liste des espèces sensibles à l'eutrophisation regroupe en grande majorité soit des espèces caractéristiques des nardaies, soit des espèces caractérisant les landes.

Nous ne présentons par la suite que les graphiques, les tableaux, et en commentaires les différences par rapport à l'analyse présentée précédemment.

Les relevés injectés à cette nouvelle analyse se retrouvent bien dans les groupes correspondant *a priori* aux états de conservation altérés (lac17, pla03, bon07) voire dégradés (mon02, mon04, tue01).

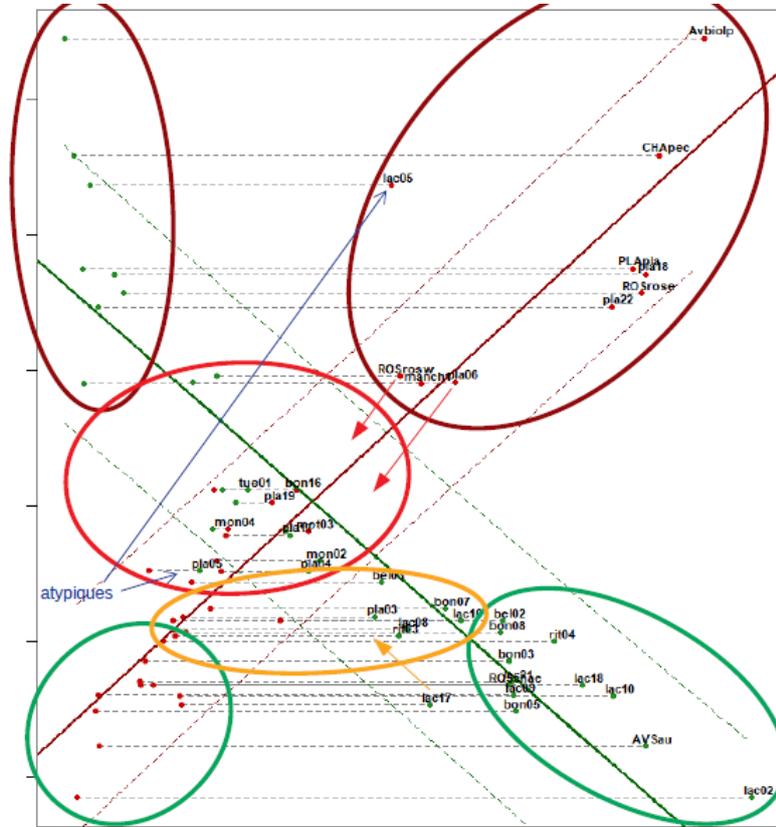


Figure 36: diagramme de la succession Nardaie → Pelouse eutrophe.

Les points verts donnent les R_{typ} , recouvrements relatifs des espèces sensibles à l'eutrophisation (« espèces typiques »), les points rouges les R_{deg} , ceux des espèces plus ou moins eutrophiles. Les lignes obliques matérialisent les intervalles de fluctuation au seuil 0,9 des modèles linéaires : Coordonnée = $f(R_{typ})$ et Coordonnée = $f(R_{deg})$, respectivement. Les zones de couleur matérialisent la typologie des états de conservation établie par ce graphique : vert : favorable ; orange : altéré ; rouge : dégradé ; marron : habitats eutrophes.

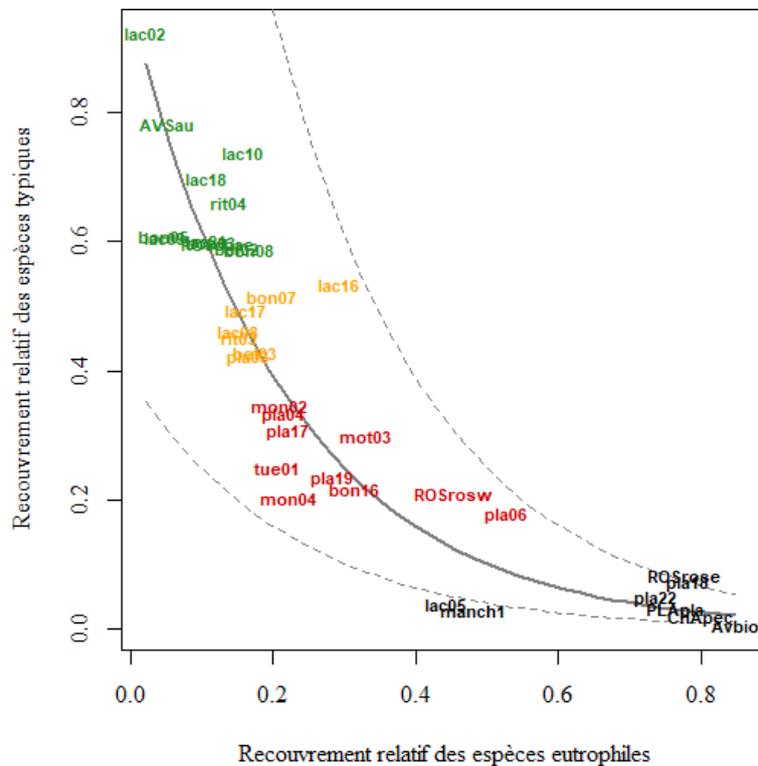


Figure 37 : confirmation de la classification des états de conservation le long du gradient d'eutrophisation dans les nardaies selon $R_{typ} = f(R_{deg})$.

Vert : état favorable ; orange : état altéré ; rouge : état dégradé ; noir : habitats eutrophes.

L'annexe n°9 présente les résultats graphiques pour les indicateurs considérés comme pertinents à la lumière des tests effectués. En essayant successivement plusieurs combinaisons de ces indicateurs, nous pouvons proposer deux clés différentes à tester :

- 1ère clé utilisant les indicateurs liés aux espèces eutrophes ou nitrophiles :

- 1- Recouvrement des espèces nitrophiles absentes ou très rares (< 2 %) ET Recouvrement de *Festuca rubra* agr. < 25 % ET Recouvrement des espèces eutrophes* < 40 % → **état favorable**
- 1- Espèces nitrophiles présentes (recouvrement ≥ 2 %) OU Recouvrement de *Festuca rubra* agr. ≥ 25 % OU Recouvrement des espèces eutrophes ≥ 40 % → 2
- 2- Recouvrement des espèces nitrophiles < 5 % ET Recouvrement des espèces eutrophes < 66 % → **état altéré**
- 2- Recouvrement d'espèces nitrophiles ≥ 5 % OU Recouvrement des espèces eutrophes ≥ 66 % → 3
- 3- Recouvrement de *Nardus stricta* < 20 % ET [espèces nitrophiles ou eutrophes dominantes (par ex recouvrement des espèces nitrophiles et de l'alchémille* > 50 % ou celui du trèfle des prés > 33 % ou celui de *Poa alpina* > 33%)]
→ **habitats eutrophes**
- 3- Conditions non remplies → **état dégradé**

EC diag. \ EC clé	F	A	D	E
F	11	1	0	0
A	0	6	1	0
D	0	3	7	0
R	0	0	0	8

Avec cette clé de tri, le taux d'attributions identiques aux attributions originelles atteint 86 % (Tableau 34); le test exact de Fisher confirme la non indépendance des deux typologies ($p\text{-value} = 9,2 \cdot 10^{-15}$).

Tableau 34 : matrice des attributions d'état de conservation suivant la typologie du diagramme de succession et la typologie de la clé de tri.

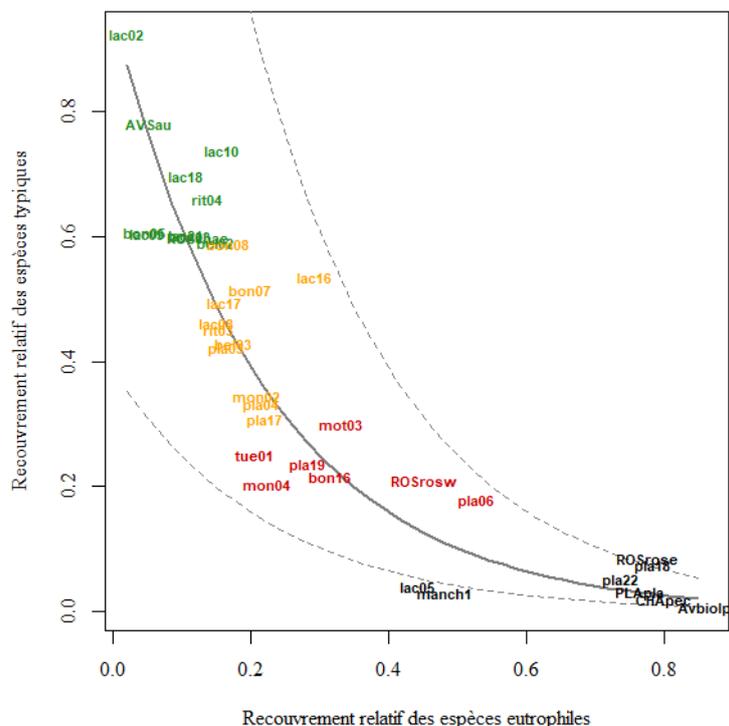


Figure 38 : confirmation de la classification des états de conservation le long du gradient d'eutrophisation des nardaies selon $R_{typ} = f(R_{deg})$.

Vert : état favorable ; orange : état altéré ; rouge : état dégradé ; noir : habitats eutrophes. La ligne pleine représente la relation entre les variables selon un modèle exponentiel ; les lignes discontinues représentent son intervalle de fluctuation au seuil 0,9.

Si ces résultats sont satisfaisants et remplissent notre objectif, il est nécessaire d'émettre des réserves quant à l'utilisation de *Festuca rubra* agr. comme indicateur, ce taxon pouvant être d'identification délicate dans le contexte d'une estimation visuelle à l'échelle d'une placette ou d'un polygone. Cependant, les alternatives possibles parmi les indicateurs pertinents n'offrent pas nécessairement de meilleurs résultats. *Phleum alpinum* s.l. est aussi malaisée à déterminer en dehors du stade épiaison (que ce soit à vue ou par un examen rapproché), les trèfles *T. repens* et *T. pratense* ont un pouvoir discriminant trop faible, et le total des espèces modérément eutrophiles implique l'estimation du recouvrement d'un grand nombre d'espèces simultanément (sept), ce qui pourrait introduire une forte imprécision dans les valeurs notées.

Cette clé devra donc être testée sur le terrain pour permettre de juger de sa commodité d'usage. C'est pour cette raison qu'une deuxième clé est proposée.

- 2ème clé utilisant des espèces jugées indicatrices des états altérés et dégradés :

Pour les raisons explicitées précédemment, nous avons cherché à repérer si d'autres espèces étaient révélatrices d'un début d'eutrophisation, sans pour autant être connue pour être eutrophe. Nos données permettent ainsi de mettre en évidence qu'une vingtaine d'espèces peu ou pas présentes dans les nardaias typiques (et parfois aussi dans les habitats les plus eutrophisés), apparaissaient ou devenaient bien plus recouvrantes dans les états altérés et dégradés (voir **annexe** n°9). Parmi cette liste, nous avons pu construire un indicateur en retenant celles qui étaient faciles à déterminer (poacées ainsi non retenues) et qui étaient suffisamment discriminantes. Il est à noter que le liondent hispide fait parti de cette liste globale, ce qui est en accord avec la classification des habitats prairiaux puisque les prairies à liondent (code Corine 36.52) sont décrits comme des « Pâturages à bovins, pauvres en espèces, enrichies en engrais, des étages subalpin et alpin inférieur, avec *Agrostis alpina*, *Phleum alpinum*, *Poa alpina*, *Cerastium fontanum*, *Crepis aurea*, *Leontodon hispidus*, *Trifolium badium*, *T. thalii* (source INPN). Cette espèce n'avait pas été retenue dans la liste des espèces eutrophes, car son indice de niveau trophique n'était que de 4 dans « baseflor » et qu'il ne ressortait pas dans les analyses préliminaires de notre jeu de données. Au final, nous ne l'avons pas intégré dans l'indicateur « espèces indicatrices des états altérés/dégradés » utilisé par la clé, car sa réponse a été jugée trop peu discriminante. Sa forte présence reste néanmoins toujours caractéristique d'une faible eutrophisation (cf. critère complémentaire).

1- Recouvrement cumulé des [espèces nitrophiles « élargi » + alchemille] < 15% ET Espèces indicatrices des états altérés/dégradés < 10%	→ état favorable
1- Recouvrement cumulé des [espèces nitrophiles « élargi » + alchemille] ≥ 15% OU Espèces indicatrices des états altérés/dégradés ≥ 10%	→ 2
2- Recouvrement cumulé des [espèces nitrophiles « élargi » + alchemille] ≥ 10% OU Recouvrement cumulé des [espèces nitrophiles « élargi »] ≥ 66% ou recouvrement alchemille ≥ 10% ou recouvrement <i>Phleum</i> ≥ 10%	→ 3
2- Recouvrement cumulé des [espèces nitrophiles « élargi » + alchemille] < 10% ET Recouvrement cumulé des [espèces nitrophiles « élargi »] < 66% ET recouvrement alchemille < 10% ET recouvrement <i>Phleum</i> < 10%	→ état altéré
3- Recouvrement de <i>Nardus stricta</i> < 20 % ET [espèces nitrophiles ou eutrophes dominantes (par ex recouvrement cumulé des espèces nitrophiles et de l'alchémille > 50 % ou celui du trèfle des prés > 33 % ou celui de <i>Poa alpina</i> > 33%)]	→ habitats eutrophes
3- Conditions non remplies	→ état dégradé

EC diag. \ EC clé	F	A	D	E
F	11	0	0	0
A	0	5	1	0
D	0	1	9	0
R	0	0	0	8

Avec cette clé de tri, le taux d'attributions identiques aux attributions originelles atteint 94 % (Tableau 35) ; le test exact de Fisher confirme la non indépendance des deux typologies (p-value = 2,2.10⁻¹⁶).

Tableau 35 : matrice des attributions d'état de conservation suivant la typologie du diagramme de succession et la typologie de la clé de tri.

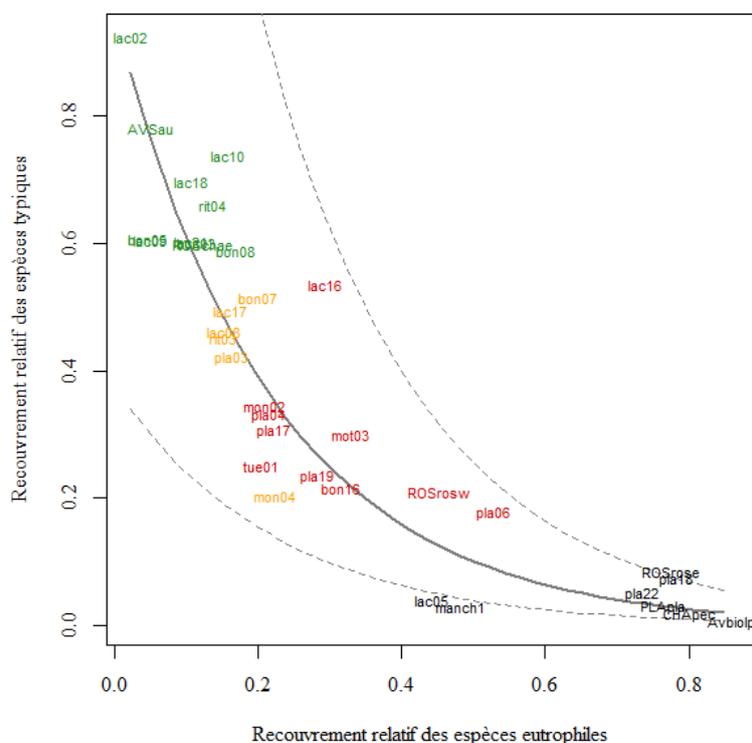


Figure 39 : confirmation de la classification des états de conservation le long du gradient d'eutrophisation des nardaies selon $R_{typ} = f(R_{deg})$.

Vert : état favorable ; orange : état altéré ; rouge : état dégradé ; noir : habitats eutrophes. La ligne pleine représente la relation entre les variables selon un modèle exponentiel ; les lignes discontinues représentent son intervalle de fluctuation au seuil 0,9.

Il restera à vérifier que ce critère impliquant d'estimer le recouvrement cumulé de plusieurs espèces faciles à déterminer est plus pratique que l'estimation de *Festuca rubra*.

Comme pour le gradient précédent, nous présentons en complément, pour chaque état de conservation, une description plus complète afin d'aider les opérateurs dans leur évaluation. Les critères mis en avant sont soit issus de nos observations de terrain mais sans avoir été démontrés par les analyses, soit ceux qui n'ont pas été retenus pour la clé car pas assez discriminants, soit ceux qui ont été jugés trop peu pratiques pour une utilisation systématique sur le terrain :

<p style="text-align: center;">Etat de conservation favorable</p> <ul style="list-style-type: none"> • Absence ou rareté des espèces nitrophiles et de <i>Alchemilla sect. alchemilla</i> • Recouvrement de <i>Festuca rubra</i> aggr. <25 % • Le recouvrement cumulé des espèces eutrophiles reste faible (<40%) • Diversité spécifique relativement faible : absence ou rareté d'espèces à plus large écologie jugées indicatrices des états altérés ou dégradés (recouvrement cumulé < 10%) • Le recouvrement du Liondent hispide est toujours < 10 %, celui de la fléole presque toujours < 10 % • Le recouvrement du nard dépasse toujours 15 % 	<p style="text-align: center;">Etat de conservation altéré</p> <ul style="list-style-type: none"> • Les espèces nitrophiles et <i>Alchemilla sect. alchemilla</i> restent rares • Le recouvrement cumulé des espèces eutrophiles est entre 40 et 66 % • Recouvrement de <i>Festuca rubra</i> aggr. est presque toujours >25 % • Diversité spécifique relativement élevée grâce à la fréquence d'espèces à plus large écologie jugées indicatrices des états altérés ou dégradés (recouvrement cumulé > 10%) • Le recouvrement du Liondent hispide est souvent > 10 %, celui de la fléole presque toujours < 10 % • Le recouvrement du nard dépasse toujours 15 %
<p style="text-align: center;">Etat de conservation dégradé</p> <ul style="list-style-type: none"> • Les espèces nitrophiles et <i>Alchemilla sect.</i> 	<p style="text-align: center;">Habitats eutrophes</p> <ul style="list-style-type: none"> • Le recouvrement du nard ne dépasse jamais

<p>alchemilla sont présentes mais non dominantes (<50 % de recouvrement cumulé)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Le recouvrement cumulé des espèces eutrophiles dépasse presque toujours 50% • Recouvrement de <i>Festuca rubra aggr.</i> est presque toujours >25 % • Le recouvrement du Liondent hispide est presque toujours > 10 %, celui de la fléole presque toujours > 5 % • Le recouvrement du nard dépasse toujours 15 % • la plupart des espèces sensibles à l'eutrophisation deviennent plus rares : <i>Trifolium alpinum</i> (<15%), <i>Carex sempervirens</i> (<25%), <i>Geum montanum</i> (<10%), <i>Festuca ovina aggr.</i>, <i>Potentilla grandiflora</i> et <i>Anemone vernalis</i> souvent absentes 	<p>20 %</p> <ul style="list-style-type: none"> • la plupart des espèces sensibles à l'eutrophisation disparaissent ou deviennent très rares : <i>Trifolium alpinum</i>, <i>Carex sempervirens</i>, <i>Homogyne alpina</i>, <i>Geum montanum</i>, <i>Helictochloa versicolor</i>, <i>Gentiana acaulis</i>, <i>Anemone vernalis</i>, <i>Potentilla grandiflora</i>, <i>Festuca ovina aggr.</i> • Les espèces nitrophiles et <i>Alchemilla sect. alchemilla</i> sont dominantes (>50 % de recouvrement cumulé) ou le faciès est dominé par l'une de ces espèces comme le trèfle des prés ou <i>Poa alpina</i> (recouvrement >33%) • Le recouvrement cumulé des espèces eutrophiles dépasse presque toujours 100 %, celui de <i>Festuca rubra aggr.</i> dépassant à lui-seul presque toujours 40 %
---	--

En 2020, une nouvelle version de clé a été conçue :

<p>1- Recouvrement cumulé des espèces eutrophes < 100 % → 2</p> <p style="padding-left: 40px;">2- Recouvrement cumulé des espèces sensibles à l'eutrophisation ≥ 100% → état favorable</p> <p style="padding-left: 40px;">2- Recouvrement cumulé des espèces sensibles à l'eutrophisation < 100 % → état altéré</p> <p>1- Recouvrement cumulé des espèces eutrophes ≥ 100 % → 3a ou 3b</p> <p style="padding-left: 40px;">3a- Aucune espèce nitrophile à recouvrement ≥ 10% et recouvrement de <i>Trifolium repens</i> < 25% et recouvrement de <i>Trifolium pratense</i> < 25% et recouvrement de <i>Alchemilla sect. Alchemilla</i> < 70% et recouvrement de <i>Festuca rubra aggr.</i> < 60% → état dégradé</p> <p style="padding-left: 40px;">3a- Présence d'au moins une espèce nitrophile à recouvrement ≥ 10% ou recouvrement de <i>Trifolium repens</i> ≥ 25% ou recouvrement de <i>Trifolium pratense</i> ≥ 25% ou recouvrement de <i>Alchemilla sect. Alchemilla</i> ≥ 70% ou recouvrement de <i>Festuca rubra aggr.</i> ≥ 60% → habitats eutrophes</p> <p style="padding-left: 40px;">3b- Recouvrement cumulé des espèces sensibles à l'eutrophisation ≥ 25 % → état dégradé</p> <p style="padding-left: 40px;">3b- Recouvrement cumulé des espèces sensibles à l'eutrophisation < 25 % → habitats eutrophes</p>
--

3.2.4- Analyse des nardaies par dégradation : envahissement par des espèces

Les résultats regroupés dans cette section recouvrent l'expansion d'espèces végétales envahissantes (« monopolistes ») ou résistantes au surpâturage (épineuses, en rosettes), le protocole d'analyse employé jusqu'ici ayant livré des sorties similaires pour ces axes possibles de dégradation. L'expansion de *Nardus stricta*, espèce pouvant montrer localement une tendance à la monopolisation du milieu, a également été traitée.

L'analyse de ces gradients a été abordée en ayant conscience que la composition des relevés concernés par les dégradations ne montre pas *a priori* de différenciation suffisante pour les séparer des relevés dits de référence (Figure 27).

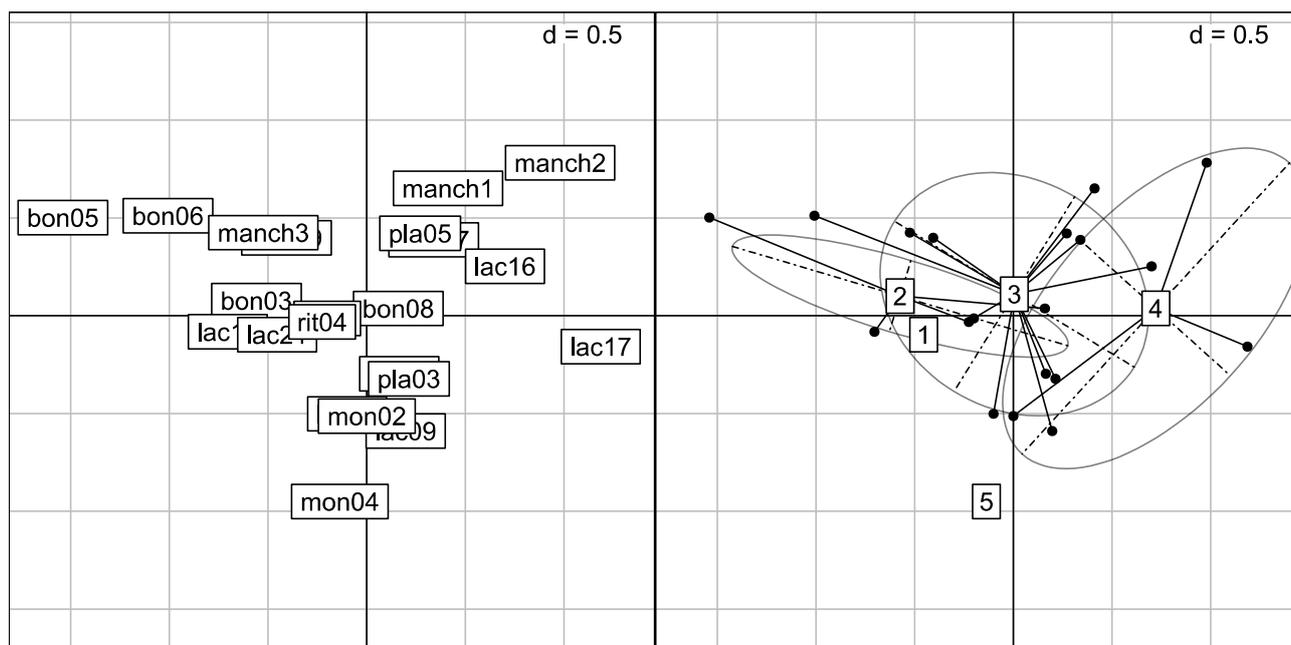


Figure 40: projection des relevés en nardaies « colonisées » sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances

à droite, relevés classés selon les classes de recouvrement d'une liste d'espèces monopolistes, en rosettes et épineuses définie *a priori*.

Comportant un total de 29 relevés, les données du gradient de colonisation par des espèces monopolistes ou peu consommées ont été analysées séparément puis cumulativement. Comme les analyses de chaque groupe d'espèces n'ont pas donné de résultats probants, nous ne présentons que les résultats de l'analyse pour l'ensemble de ces espèces. Après retrait de trois relevés atypiques, l'AFC semble donner à première vue un résultat exploitable (Figure 40), mais l'examen de la position des taxons sur la première composante de l'AFC et les listes d'espèces typiques se sont révélés moins convaincants (Tableau 36).

Taxon	Coord.	N relevés concernés	Taxon	Coord.	N relevés concernés
<i>Alopecurus gerardii</i>	-2,4550	2	<i>Leucanthemum irtutianum</i>	2,0418	1
<i>Carex curvula</i> subsp. <i>curvula</i>	-2,3445	2	<i>Dryas octopetala</i>	1,9710	2
<i>Gentiana punctata</i>	-1,2945	2	<i>Salix serpyllifolia</i>	1,8455	2
<i>Ranunculus kuepferi</i>	-1,2647	5	<i>Bartsia alpina</i>	1,5301	2
<i>Carex pilulifera</i>	-1,0278	2	<i>Luzula multiflora</i>	1,3875	6
<i>Trifolium alpinum</i>	-0,9812	12	<i>Antennaria dioica</i>	1,3726	3
<i>Poa chaixii</i>	-0,9631	1	<i>Carex ornithopoda</i>	1,2874	3
<i>Sempervivum montanum</i>	-0,8962	3	<i>Arnica montana</i>	1,2635	9
<i>Veronica bellidioides</i>	-0,8701	2	<i>Phyteuma orbiculare</i>	1,2064	1
<i>Luzula lutea</i>	-0,8061	3	<i>Bellidiastrum michelii</i>	1,1363	2
<i>Poa alpina</i>	-0,7625	8	<i>Rhododendron ferrugineum</i>	1,0362	2
<i>Geum montanum</i>	-0,6814	17	<i>Pyrola minor</i>	0,9914	2
<i>Anemone alpina</i>	-0,6602	5	<i>Potentilla erecta</i>	0,8961	2
<i>Phyteuma hemisphaericum</i>	-0,6237	3	<i>Carduus defloratus</i>	0,8605	9
<i>Festuca ovina</i> aggr.	-0,5230	4	<i>Selaginella selaginoides</i>	0,8352	4
<i>Myosotis alpestris</i>	-0,4817	3	<i>Vaccinium uliginosum</i>	0,7732	4
<i>Nardus stricta</i>	-0,4784	22	<i>Alchemilla</i> sect. <i>Alpina</i>	0,6263	3
			<i>Helianthemum nummularium</i>	0,6058	3
			<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	0,6038	6
			<i>Centaurea uniflora</i>	0,5849	1
			<i>LasERPitium halleri</i>	0,5849	1
			<i>Sesleria caerulea</i>	0,5849	1
			<i>Thymus pulegioides</i>	0,5454	2
			<i>Homogyne alpina</i>	0,5302	11
			<i>Hippocrepis comosa</i>	0,5230	2
			<i>Juniperus nana</i>	0,5213	4
			<i>Trifolium badium</i>	0,5208	3
			<i>Plantago atrata</i>	0,5056	8

Tableau 36 : liste des taxons a priori caractéristiques des nardaies colonisées par les espèces monopolistes (rouge) et taxons de nardaie sensible à ces dégradations (vert).

La composition des deux extrémités du gradient ne correspond pas à nos hypothèses de départ, les taxons attendus comme indicateurs étant répartis indifféremment de part et d'autre des valeurs médianes (à part l'arnica). La liste des espèces sensibles aux dégradations étudiées présente des espèces communes avec celles concernant les gradients d'eutrophisation ou de colonisation par la lande, mais il y a de nombreux taxons non attendus (notamment *Poa alpina*). La liste des espèces censées être typiques de ces dégradations présente encore plus de taxons inattendus : on y retrouve de nombreuses espèces jugées indicatrices des landes (*Rhododendron ferrugineum*, *Vaccinium ssp.*), une espèce indicatrice des milieux eutrophisés (*Plantago atrata*) et même des espèces caractéristiques des nardaies (*Luzula multiflora*, *Selaginella selaginoides*). L'approche mise en œuvre jusque là trouve donc ici ses limites.

Afin de poursuivre l'analyse telle que réalisées jusque là, l'étape du diagramme de succession ne pouvant être mise en œuvre avec une liste d'espèce spécifique à ces dégradations, une liste de taxons indicatrices composite (Tableau 37) a été élaborée en retenant les espèces sensibles communes aux gradients d'eutrophisation et de colonisation par la lande, laquelle peut être considérée d'après nos hypothèses comme une liste d'espèces « typiques » du bon état de conservation (voir xxx). Son recouvrement relatif R_{typ} a alors été calculé et le recouvrement cumulé (non pondéré par les recouvrements des autres taxons) a également été envisagé. Plusieurs corrélations de la forme $R_{typ} = f(indicateur)$ ont alors pu être testées.

<i>Anemone vernalis</i>	<i>Phyteuma betonicifolia</i>
<i>Botrychium lunaria</i>	<i>Phyteuma globulariifolium</i>
<i>Carex pilulifera</i>	<i>Pilosella officinarum</i>
<i>Festuca ovina</i> aggr.	<i>Poa chaixii</i>
<i>Galium pumilum</i>	<i>Potentilla grandiflora</i>
<i>Gentiana acaulis</i>	<i>Scabiosa lucida</i>
<i>Geum montanum</i>	<i>Selaginella selaginoides</i>
<i>Helictochloa versicolor</i>	<i>Sempervivum montanum</i>
<i>Luzula multiflora</i>	<i>Trifolium alpinum</i>
<i>Myosotis alpestris</i>	

Tableau 37 : Liste des taxons typiques de la nardaie retenus pour l'étude des gradients de destructuration du tapis végétal et de colonisation par des espèces monopolistes ou favorisées par le surpâturage.

Les résultats des AFC se confirment sur le gradient de recouvrement des espèces monopolistes ou en rosettes (Figure 41), puisque ce gradient ne se traduit pas par un changement très net de la composition de la nardaie. Les courbes de régression négatives masquent une très forte dispersion du nuage de points sur l'axe des ordonnées.

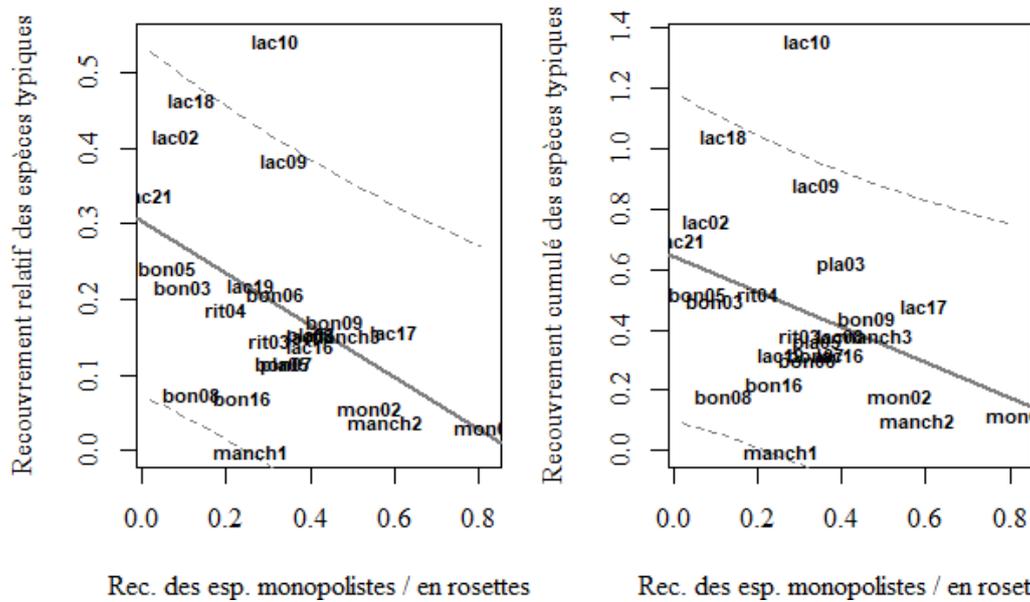


Figure 41 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie (droite) et de ce recouvrement pondéré par le recouvrement de tous les taxons (gauche) le long du gradient de recouvrement des espèces monopolistes et en rosettes.

Des graphiques similaires ont pu être construits pour chacun des groupes d'espèces (épineuses, grandes espèces, espèces en rosettes), mais ne sont pas représentés dans ce rapport. Ce résultat décevant nous a conduit à tester si d'autres variables étaient mieux corrélées au recouvrement des espèces « typiques » des nardaies. Ces analyses font ressortir l'effet encore important du gradient d'eutrophisation ; en particulier, l'effet du recouvrement de la fétuque rouge est très net (Figure 48).

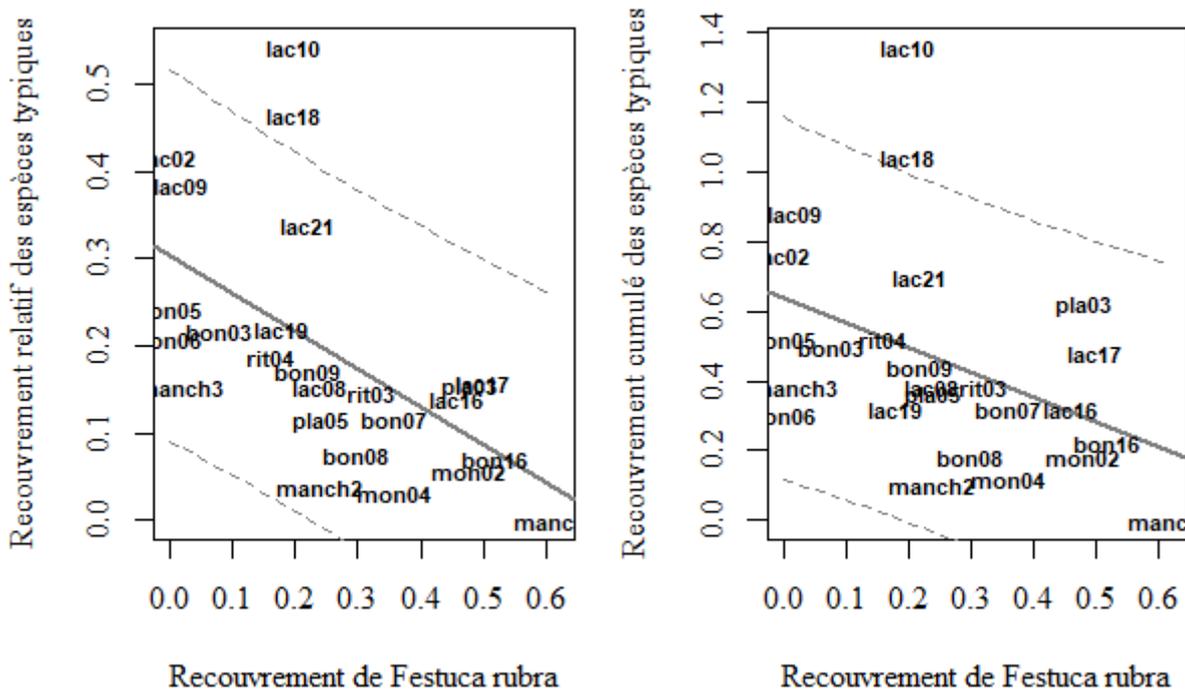


Figure 42 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie (droite) et de ce recouvrement pondéré par le recouvrement de tous les taxons (gauche) le long du gradient de recouvrement de la fétuque rouge.

La figure 18 montre ainsi que la plupart des relevés qui présentent un recouvrement de la fétuque rouge supérieur à 25 %, seuil caractérisant un état altéré sur le gradient d'eutrophisation (voir chapitre consacré à ce gradient), présentent eux aussi un recouvrement moindre des espèces « typiques ». Les relevés pla05 et manch2 sont aussi caractérisés par des taux de ligneux conduisant à les considérer en état altéré sur ce gradient. Nous avons donc refait les mêmes graphiques en enlevant ces relevés jugés altérés sur les autres gradients (Figure 43), ce qui réduit nettement le jeu de données.

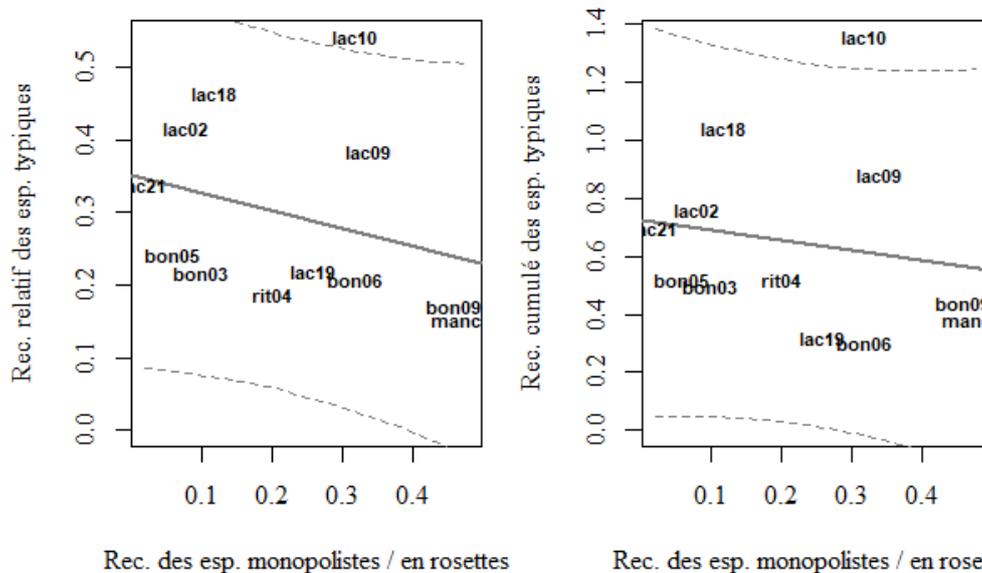


Figure 43 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie (droite) et de ce recouvrement pondéré par le recouvrement de tous les taxons (gauche) le long du gradient de recouvrement des espèces monopolistes et en rosettes, sans les relevés présentant des signes d'eutrophisation ou de colonisation par les landes.

Les résultats semblent alors montrer que le gradient de recouvrement des espèces monopolistes ou en rosettes ne se traduit pas par un changement notable de la composition de la végétation. Il semble juste qu'il y ait une légère régression des espèces « typiques », sans que l'on puisse conclure clairement à un effet sur l'état de conservation au sens nous l'avons défini précédemment. Néanmoins, il apparaît aussi que notre échantillonnage n'a pas réussi à couvrir la totalité du gradient, puisque aucun relevé ne dépasse 50 % de recouvrement par ces espèces. Si l'on se réfère à nos hypothèses d'influence (voir chapitre 2.1.3), cette dégradation correspond peut-être au cas où celle-ci n'influence pas la typicité de l'habitat pour les faibles magnitudes, et qu'il faille attendre un seuil plus élevé pour voir apparaître les effets qui, on le suppose, pourraient s'aggraver ensuite très rapidement.

En conclusion à ce stade des analyses, notre jeu de données ne permet pas de définir des relevés en état de conservation altéré ou dégradé ; aucune clé ne peut être proposée.

Comme nous le disions au début de ce chapitre, nous avons aussi testé l'effet du recouvrement du nard sur la typicité de la végétation (Figure 44). Comme pour les espèces monopolistes et en rosettes, l'effet n'est pas significatif. La part des espèces typiques semblent diminuer, mais sans passer en-dessous d'un seuil pouvant considérer l'habitat comme altéré.

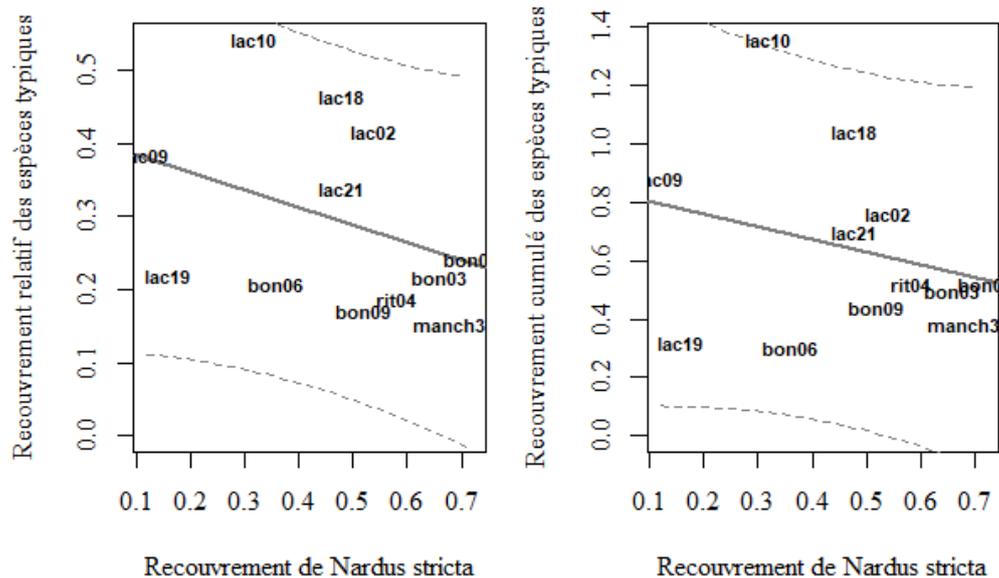


Figure 44 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie (droite) et de ce recouvrement pondéré par le recouvrement de tous les taxons (gauche) le long du gradient de recouvrement des espèces monopolistes et en rosettes, sans les relevés présentant des signes d'eutrophisation ou de colonisation par les landes.

Enfin, notre dernier test a concerné l'indicateur de recouvrement de la litière (Figure 45). Il s'avère que cet indicateur semble le plus discriminant sur la typicité de la végétation, même s'il semble **délicat de proposer un seuil pour considérer un état de conservation altéré** avec notre jeu de données.

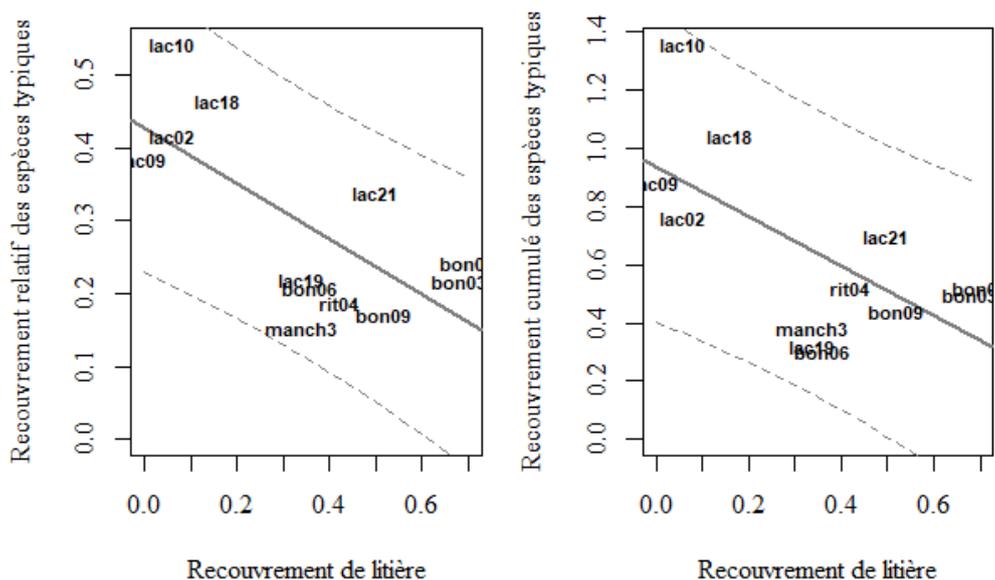


Figure 45 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie (droite) et de ce recouvrement pondéré par le recouvrement de tous les taxons (gauche) le long du gradient de recouvrement de la litière, sans les relevés présentant des signes d'eutrophisation ou de colonisation par les landes.

3.2.5- Analyse des nardaies par dégradation : déstructuration du tapis végétal

La déstructuration du tapis végétal est considérée comme le regroupement des indicateurs recouvrement du sol nu et recouvrement des espèces « déchaussées ».

L'AFC s'est révélée inefficace pour mettre en lumière les gradients souhaités (Figure 46), les barycentres des classes de recouvrement des indicateurs choisis pour le diagnostic ne s'alignant pas le long des axes ou se recouvrant sans ordre. Il est à noter qu'aucun relevé avec une forte présence de sol nu n'a pu être échantillonné, pouvant expliquer l'absence de résultat sur l'AFC.

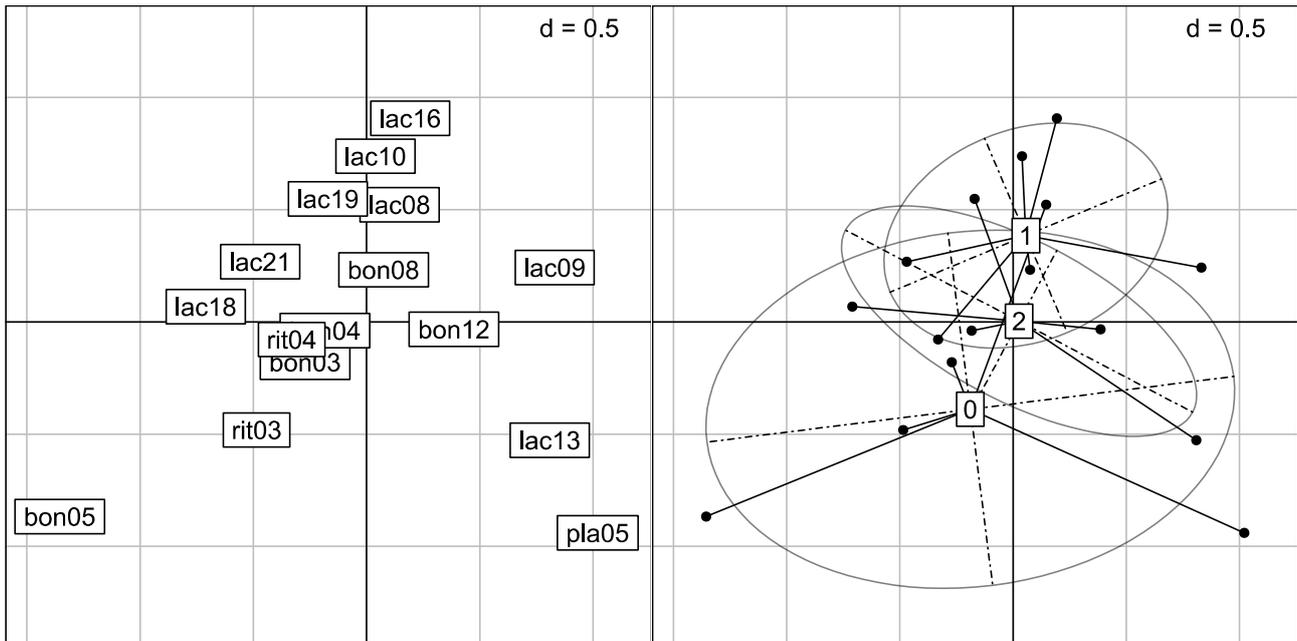


Figure 46: projection des relevés en nardaies « déstructurées » sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances

à droite, relevés classés selon les classes de recouvrement de sol nu.

Afin de poursuivre l'analyse telle que réalisées jusque là, nous avons repris la liste de taxons « typiques » composite utilisée précédemment (Tableau 37).

Comme pour les espèces monopolistes ou en rosettes, les résultats de l'AFC se confirment sur le gradient de déstructuration du tapis végétal (Figure 47), puisque le gradient de recouvrement de sol nu ne se traduit pas par un changement dans la composition de la nardaie.

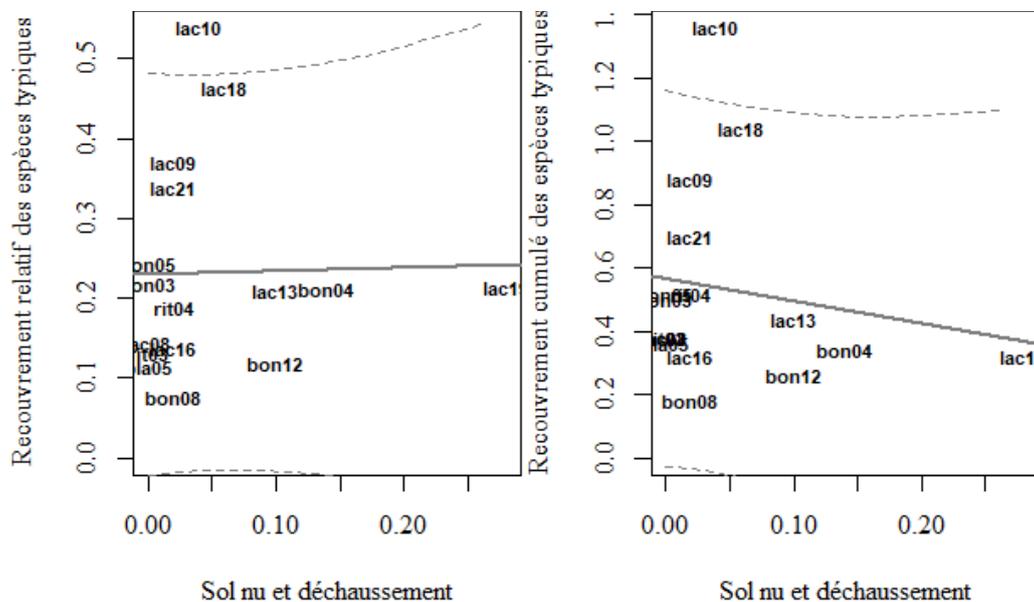


Figure 47 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie (droite) et de ce recouvrement pondéré par le recouvrement de tous les taxons (gauche) le long du gradient de dégradation du tapis végétal.

Néanmoins, il faut remarquer que le gradient est très incomplet pour les forts recouvrements de sol nu, ce qui n'était pas le cas pour les gradients d'eutrophisation et la dynamique ligneuse. Or, pour ces dégradations, les AFC montraient une certaine confusion des résultats pour les faibles magnitudes (Figure 28, Figure 33). Nous pouvons donc émettre l'hypothèse que pour des faibles magnitudes de destructuration du sol, les autres gradients écologiques précédemment étudiés influencent majoritairement la composition végétale (cf. liste des espèces ressortant de l'AFC intégrant des espèces « typiques » de ces gradients). Cette hypothèse se confirme lorsque nous représentons le recouvrement de la fétuque rouge en fonction du recouvrement des espèces typiques de la nardaie (Figure 26)

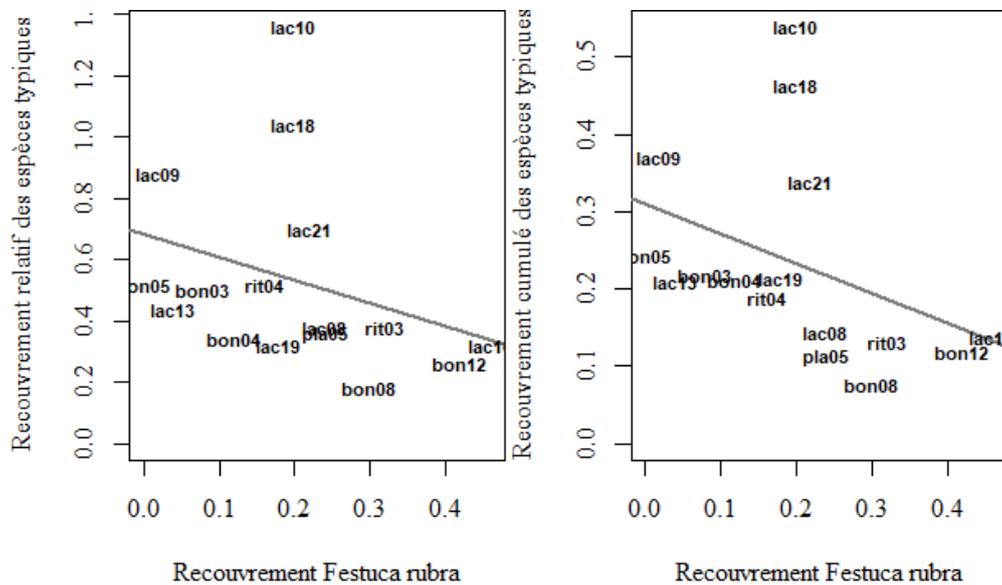


Figure 26 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie (droite) et de ce recouvrement pondéré par le recouvrement de tous les taxons (gauche) le long du gradient de recouvrement de la fétuque rouge.

La Figure 26 montre ainsi que les 6 relevés qui présentent un recouvrement de la fétuque rouge supérieur à 25 %, seuil caractérisant un état altéré sur le gradient d'eutrophisation, présentent eux aussi un recouvrement moindre des espèces typiques. Nous avons donc refait les mêmes graphiques en enlevant ces 6 relevés légèrement eutrophisés (Figure 49).

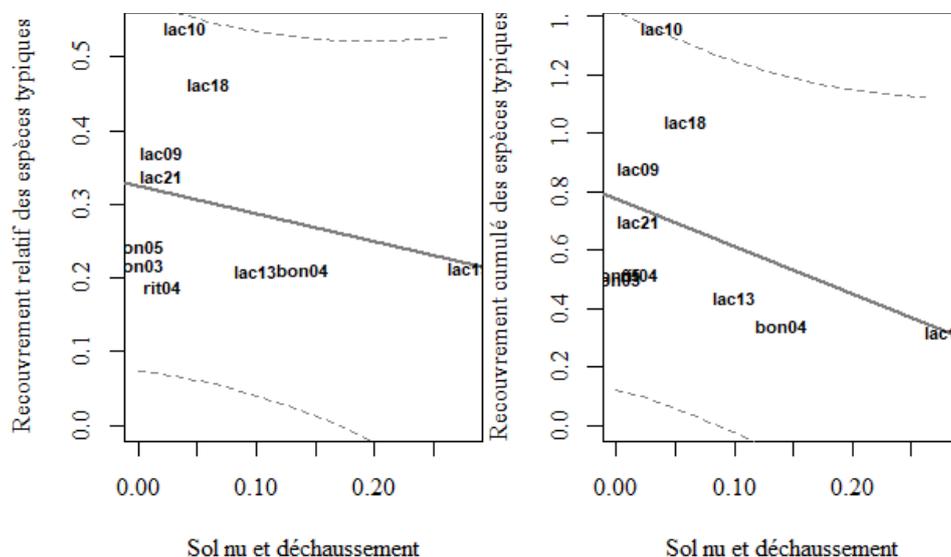


Figure 49 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie (droite) et de ce recouvrement pondéré par le recouvrement de tous les taxons (gauche) le long du gradient de destructuration du tapis végétal, sans les 6 relevés eutrophisés.

Les résultats semblent alors plus conformes avec les précédents, même si le gradient de sol nu ne se traduit pas par un changement notable de la composition de la végétation. **Notre jeu de données ne permet pas de définir de manière probante des relevés en état de conservation altéré ou dégradé en lien avec la dégradation du tapis végétal**, même si les relevés qui ont plus de 10 % de sol nu ont une proportion d'espèces typiques des nardaies moindre.

3.2.6- Analyse des nardaies par dégradation : vérification globale et analyse des relevés cumulant plusieurs dégradations

Après avoir étudié les gradients séparément, nous avons appliqué les clés pour caractériser l'état de conservation à l'ensemble des relevés de nardaie, afin de voir leur pertinence globale.

Les 2 clés proposées ont alors été appliquées séparément aux 77 relevés, puis nous avons compilé les états de conservation pour créer un état de conservation composite (Tableau 38) :

Etat de conservation		Gradient eutrophisation			
		F	A	D	E
Gradient colonisation par la lande	F	FF (18)	FA (16)	FD (7)	FE (8)
	A	AF (6)	AA (6)	AD (0)	AE (0)
	D	DF (7)	DA (2)	DD (0)	DE (0)
	L	LF (4)	LA (1)	LD (0)	LE (0)

Tableau 38 : Répartition des relevés de nardaie en fonction des états de conservation sur les gradients d'eutrophisation et de colonisation par la lande (nombre de relevés concernés).

Il est logique de ne trouver aucun relevé fortement impacté par les deux gradients à la fois, mais quelques relevés se voient néanmoins à la fois un peu eutrophisés et faiblement à fortement colonisés par la lande. Le choix a été fait de projeter tous les relevés sur les graphiques utilisés précédemment pour illustrer le lien entre la proportion des espèces typiques des nardaies (ou sensibles à la dégradation) et la proportion des espèces eutrophes ou de landes (Figure 50, Figure 51, Figure 52, Figure 53).

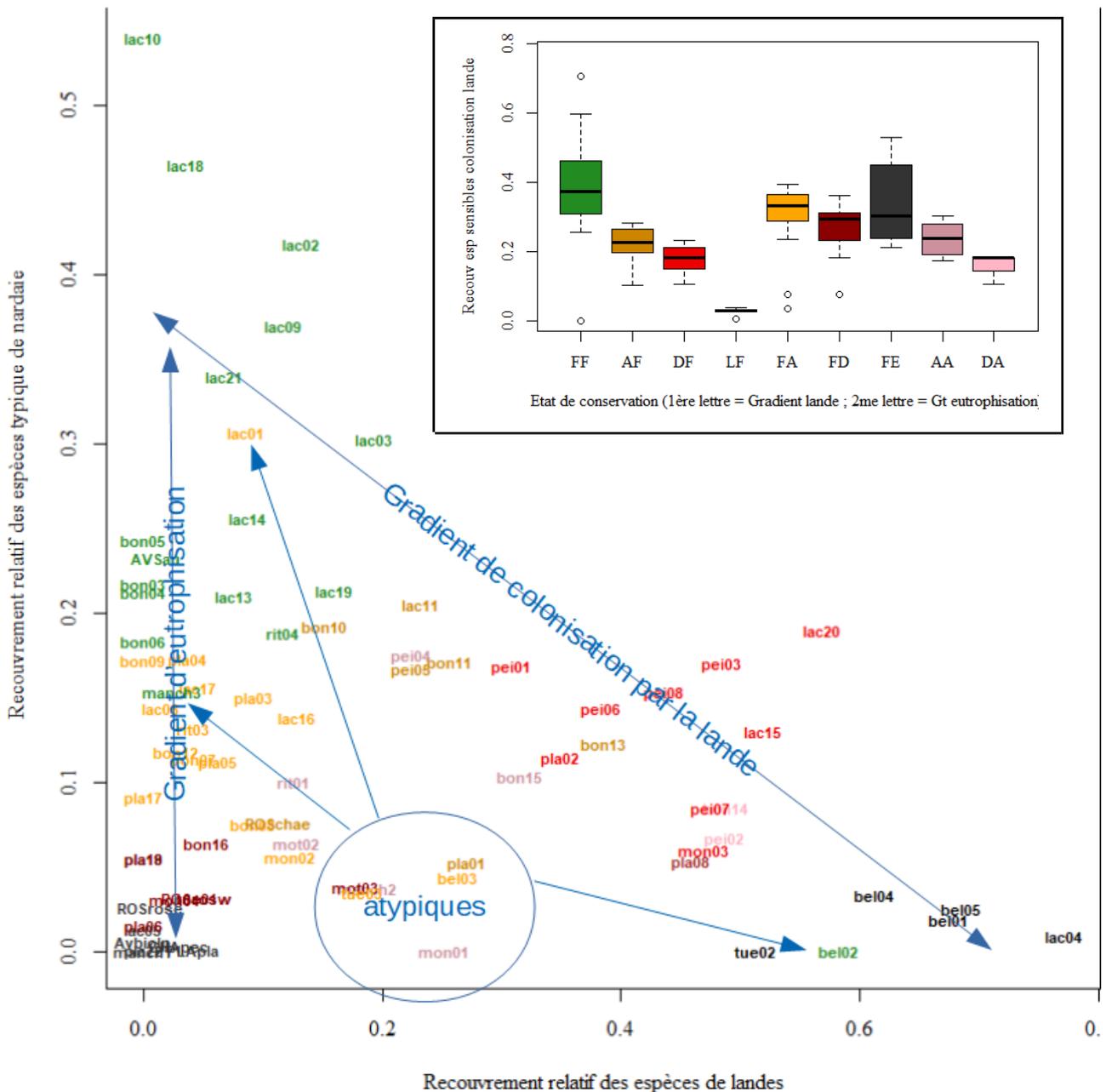


Figure 50 : position des relevés de nardaie le long du gradient de colonisation par la lande en fonction du recouvrement relatif des espèces typiques des nardaies, selon les états de conservation obtenus en appliquant les deux clés proposés.

Vert : état favorable (FF) ; orange : FA ; brun foncé : FD ; gris foncé : FE ; marron clair : AF ; mauve foncé : AA ; rose clair : DA ; rouge : DF ; brun clair : DA ; noir : LF ; codes faisant référence au Tableau 12.

Graphique en encadré (en haut à droite) : recouvrement relatif des espèces typiques de nardaie selon l'état de conservation

Les relevés se positionnent globalement bien sur Figure 50. Le gradient d'eutrophisation se retrouve verticalement dans la partie avec peu ou pas d'espèces de landes. Plusieurs commentaires peuvent être apportés :

- quelques relevés continuent à se positionner anormalement : bel02 et bel03, mais nous pensons qu'il y a eu confusion entre la canche flexueuse et la féтуque rouge lors de la première journée de terrain ; lac01 est classé en altéré alors que la proportion d'espèces « typiques » est élevée, mais ce classement est lié à la présence de 26 % de myrtilles, soit juste au niveau du seuil utilisé dans la clé ; manch3 classé en état de conservation favorable a une proportion d'espèces « typiques »

relativement faible ; il s'avère que ce relevé est affecté par la présence de 10 % de sol nu et 34 % d'*Anemone alpina*, considérée comme une espèce potentiellement monopoliste ; le groupe de relevés manch2, tue03, pla01 et mon01 ont un recouvrement relatif des espèces indicatrices de lande très faible, au niveau des groupes de relevés des habitats dégradés sur le gradient d'eutrophisation ou des landes ; ces relevés présentent tous des signes d'eutrophisation et de colonisation ligneuse, voire une autre dégradation tel qu'un fort recouvrement des espèces en rosettes (54 % d'arnica pour manch2, 36 % d'arnica pour pla01, 14% d'arnica pour mon01) ; **pour ces quelques relevés, l'effet de cumuler plusieurs dégradations semble avoir un impact sur la proportion d'espèces « typiques », donc sur l'état de conservation.**

- les espèces typiques des nardaies sont significativement plus recouvrantes dans les relevés en état de conservation favorable que dans les autres relevés. En revanche, leur proportion est assez proche dès que les états de conservation sont altérés, que se soit sur le gradient de colonisation de la lande ou sur celui d'eutrophisation, voire lorsque les deux gradients se cumulent, même si les espèces « typiques » semblent légèrement moindre. Les relevés de landes ou d'habitats eutrophes ont des proportions d'espèces typiques des nardaies très faibles. Les relevés dégradés sur le gradient d'eutrophisation ont des proportions d'espèces « typiques » des nardaies intermédiaires entre ceux des habitats eutrophes et ceux en état de conservation altéré. Les relevés en état de conservation favorable sont ainsi caractérisés par une proportion de recouvrement de ces espèces « typiques » supérieure à 20 % du recouvrement cumulé de toutes les espèces présentes.

- Les relevés classés en état de conservation favorable pour lesquels la proportion d'espèces « typiques » des nardaies est proche de ce seuil de 20 % correspondent tous aux relevés étudiés sur les gradients d'altération du tapis végétal ou celui d'envahissement par les espèces monopolistes (manch3 avec 10 % sol nu et 34 % d'*Anemone alpina*, lac19 avec 24 % sol nu, bon04 avec 12 % sol nu, lac13 avec 10 % sol nu, bon06 avec 24 % de *Gentiana punctata* et 26 % d'*Anemone alpina*). Le dernier relevé dans cette situation est à la limite de l'état altéré (24 % ligneux, le seuil étant fixé à 25 %). **Ces résultats confirment donc que ces facteurs semblent avoir un impact sur l'état de conservation des nardaies, mais que notre jeu de données n'a pas permis de le démontrer** formellement aux chapitres 2.2.4 et 2.2.5, les contextes en dessous des seuils pour caractériser un état altéré n'ayant pas été échantillonnés.

- les relevés enlevés lors des différentes phases d'analyses peuvent alors être analysés :

- lac04 enlevé lors de l'AFC se retrouve classé en lande à l'extrémité droite du graphique ;
- les deux autres relevés enlevés lors de l'AFC (manch1 et bon16) se retrouvent bien en état dégradé ou en habitat eutrophe ;
- bel02, bel03 et tue03 jugés atypiques du fait de leur positionnement sur la Figure 29 restent dans une position anormale, et sont même rejoints par d'autres relevés : pla01 altéré sur le gradient de colonisation par la lande, mais aussi un peu affecté d'eutrophisation et surtout fortement colonisé par l'arnica avec 36 % de recouvrement, mot03 dégradé sur le gradient d'eutrophisation mais affectés aussi par la colonisation de la myrtille avec 20 % de recouvrement, manch2 et mon01 altérés sur les deux gradients.

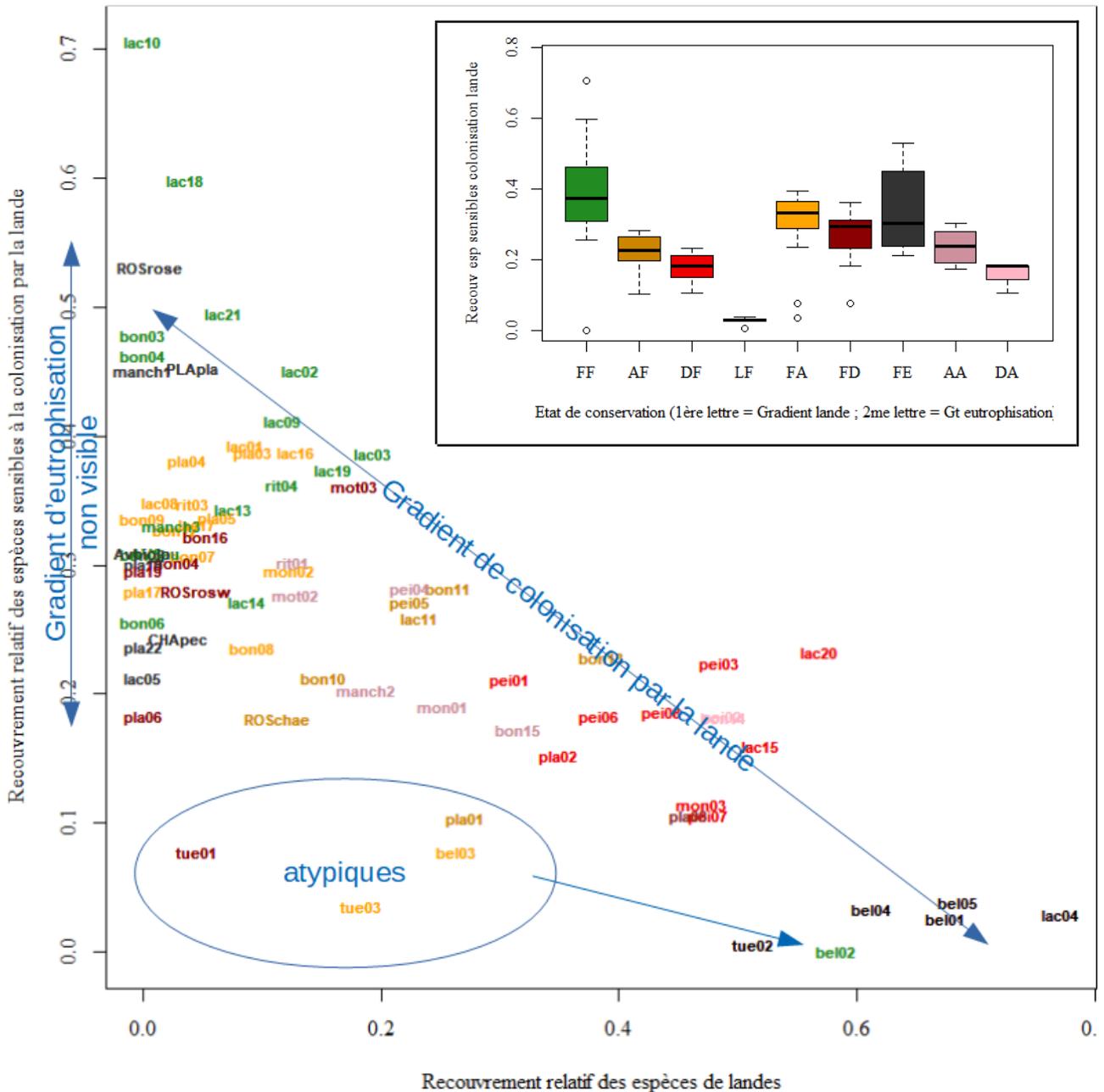


Figure 51 : position des relevés de nardaie le long du gradient de colonisation par la lande en fonction du recouvrement relatif des espèces sensibles à la colonisation de la lande, selon les états de conservation obtenus en appliquant les deux clés proposés.

Vert : état favorable (FF) ; orange : FA ; brun foncé : FD ; gris foncé : FE ; marron clair : AF ; mauve foncé : AA ; rose clair : DA ; rouge : DF ; brun clair : DA ; noir : LF ; codes faisant référence au Tableau 12.

Graphique en encadré (en haut à droite) : recouvrement relatif des espèces de nardaie sensibles à la colonisation par la lande selon l'état de conservation

Sur la Figure 51 où nous avons repris l'axe du recouvrement relatif des espèces sensibles à la colonisation par la lande, le gradient d'eutrophisation n'est plus du tout visible ; les relevés classés dans les états altérés, dégradés et habitats eutrophes sont superposés avec le groupe en état de conservation favorable. Ce constat est certainement lié à la liste des taxons pris en compte, car plusieurs espèces indicatrices de l'eutrophisation en font partie (*Festuca rubra*, *Trifolium pratense*, *Plantago atrata*). Nous retrouvons quelques uns des relevés atypiques de la figure précédente, bien que moins nombreux, mais avec tue01 en plus ; ce relevé, et c'est le seul, est aussi affecté par un recouvrement important de l'espèce jugée monopoliste *Plantago media* (32%).

La plupart des relevés en bon état de conservation mais affectés soit par la dégradation du tapis végétal, soit par l'envahissement par une espèce monopoliste, sont situés comme sur la Figure 50 dans la partie basse du groupe, avec des proportions d'espèces sensibles à la colonisation par la lande proche des relevés classés en état de conservation altéré.

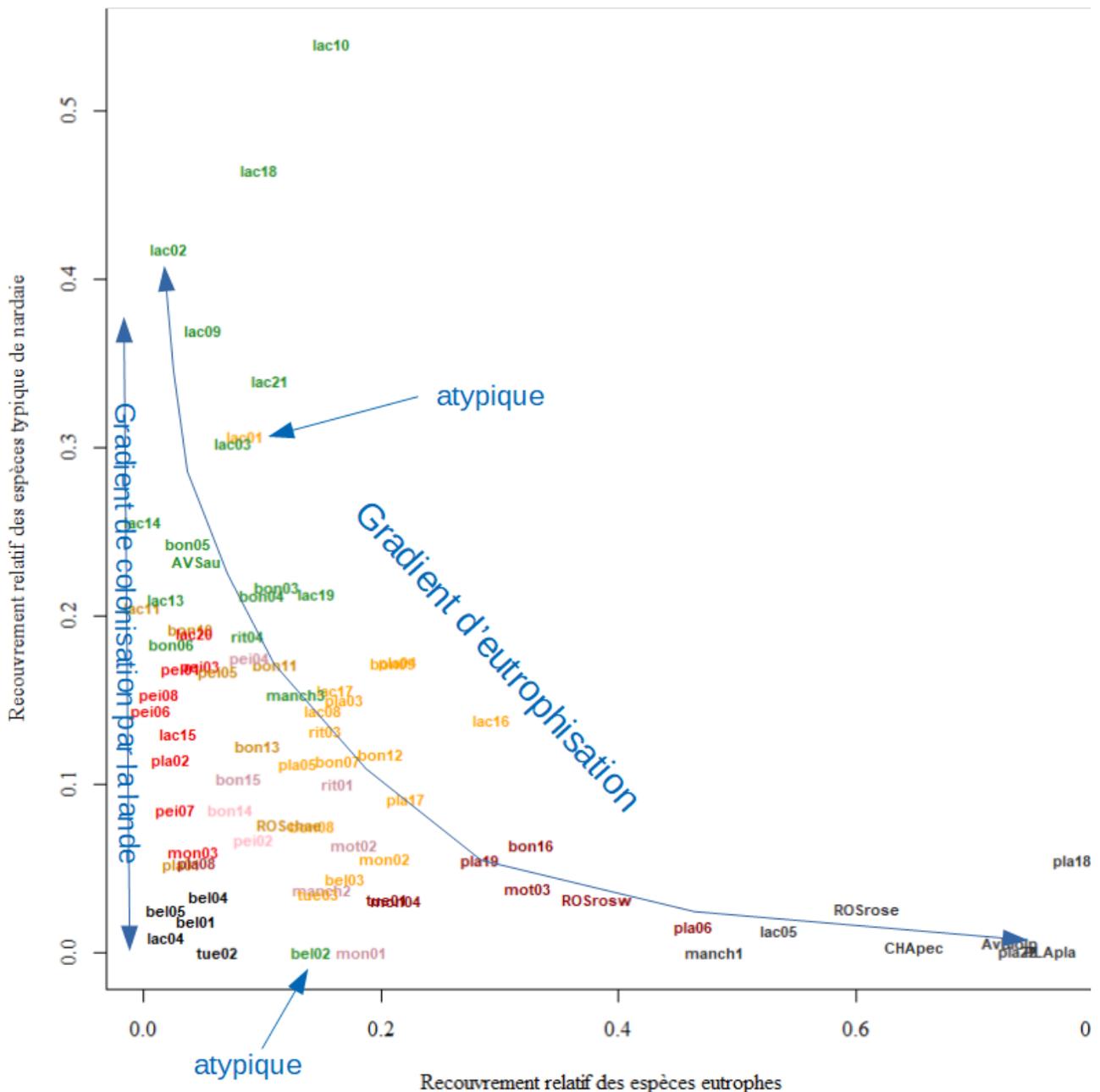


Figure 52 : position des relevés de nardiaie le long du gradient d'eutrophisation en fonction du recouvrement relatif des espèces typiques des nardaies, selon les états de conservation obtenus en appliquant les deux clés proposés.

Vert : état favorable (FF) ; orange : FA ; brun foncé : FD ; gris foncé : FE ; marron clair : AF ; mauve foncé : AA ; rose clair : DA ; rouge : DF ; brun clair : LA ; noir : LF ; codes faisant référence au Tableau 12.

Comme pour la Figure 50, le gradient de colonisation par la lande reste bien visible lorsque l'on ne prend en compte que les espèces « typiques » des nardaies. Il est à noter que les relevés dégradés sont tous très proches de l'abscisse 0, caractérisant l'absence d'espèces eutrophes. Au contraire, la plupart des relevés altérés sur ce gradient présentent presque tous un peu d'espèces eutrophes.

Les relevés se positionnent assez bien sur la Figure 52, à part bel02 et lac01 (voir explications données pour la Figure 50). **Il ne semble pas y avoir d'effet aggravant par un état altéré sur le**

gradient de colonisation de la lande, puisque les relevés classés FA et AA sont à peu près superposés ; seul mon01 ne comporte presque pas d'espèces « typiques de nardaie », mais c'est le nard qui est très recouvrant (50%).

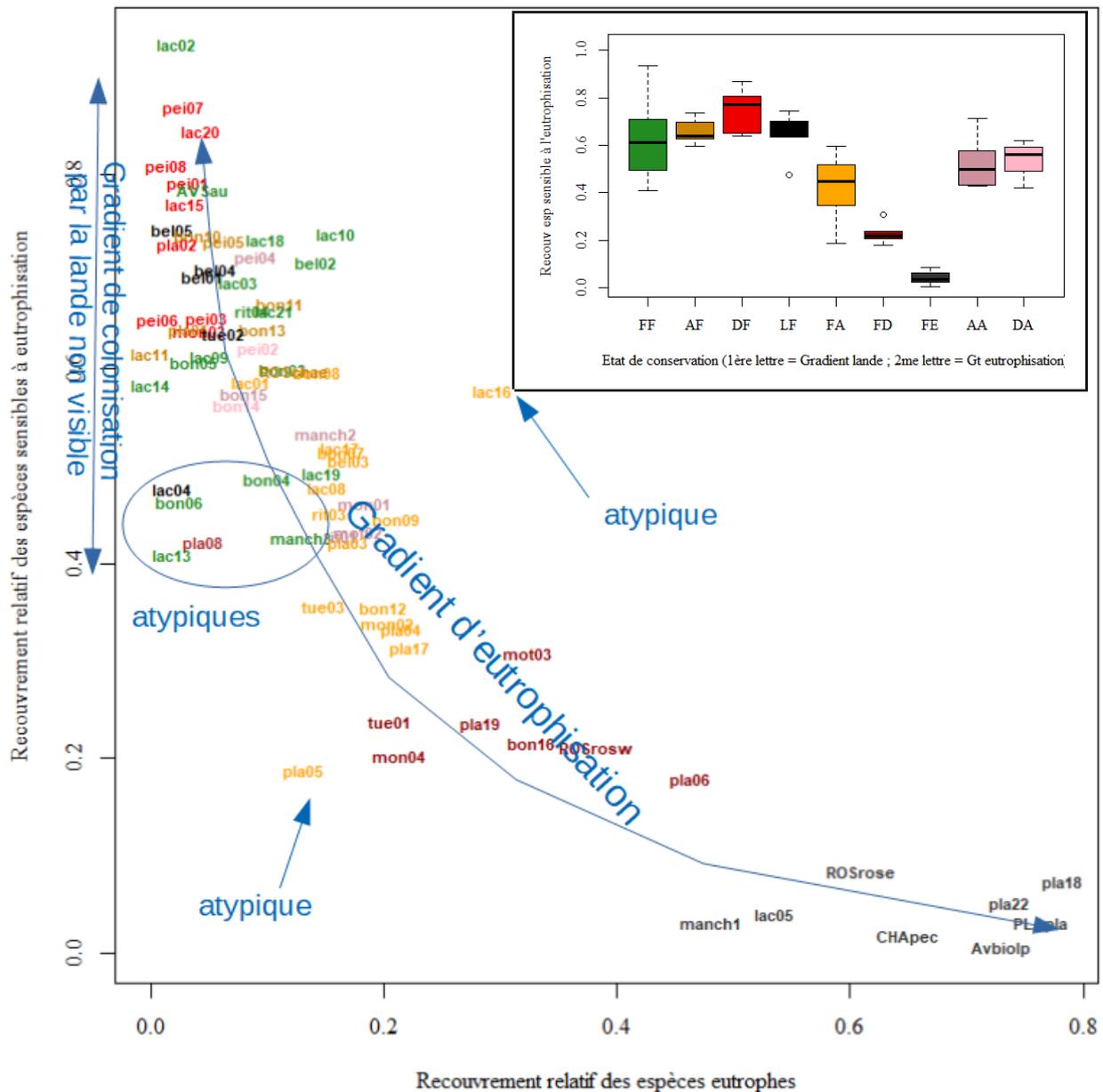


Figure 53 : position des relevés de nardaie le long du gradient d'eutrophisation en fonction du recouvrement relatif des espèces typiques des nardaies, selon les états de conservation obtenus en appliquant les deux clés proposés.

Vert : état favorable (FF) ; orange : FA ; brun foncé : FD ; gris foncé : FE ; marron clair : AF ; mauve foncé : AA ; rose clair : DA ; rouge : DF ; brun clair : DA ; noir : LF ; codes faisant référence au Tableau 12.

Graphique en encadré (en haut à droite) : recouvrement relatif des espèces de nardaie sensibles à l'eutrophisation selon l'état de conservation

Comme pour la Figure 51, le gradient de colonisation par la lande n'est plus du tout visible ; les relevés en état de conservation altéré, dégradé et les landes sont superposés avec ceux classés en état de conservation favorable. L'explication est la même que pour la Figure 51 : la liste des taxons retenus comporte en plus des espèces typiques des nardaies de nombreuses espèces indicatrices des landes (*Avenella flexuosa*, *Juniperus nana*, *Vaccinium sp.*). Seuls les relevés

pla08 et lac04 classés en état dégradé ou en lande comportent moins d'espèces sensibles, mais pla08 est aussi en état altéré pour l'eutrophisation.

Sur ce graphique, la position des relevés affectés par la dégradation du tapis végétal ou la colonisation par une espèce monopoliste est encore plus basse que sur les graphiques précédents ; bon04 (12 % sol nu), bon06 (24 % de *Gentiana punctata* et 26 % d'*Anemone alpina*), lac13 (10 % sol nu), lac19 (24 % sol nu) et manch3 (10 % sol nu et 34 % d'*Anemone alpina*) sont au même niveau que les relevés altérés par l'eutrophisation. Sans ces relevés, la proportion des espèces sensibles à l'eutrophisation est nettement discriminante avec un seuil à 50 % pour différencier l'état de conservation favorable des autres états. **La présence notable de sol nu ou d'espèce monopoliste pourrait donc être interprétée comme un effet des pratiques pastorales qui va dans le même sens qu'une eutrophisation de la végétation, mais sans que l'effet sur la composition de la végétation ne soit suffisamment marqué pour atteindre les seuils discriminants de présence d'espèces typiques de l'eutrophisation** (voir chapitre suivant).

Les 3 graphiques à moustaches insérés dans les Figure 51, Figure 52 et Figure 53 montrent qu'il n'y a pas de différence significative entre le recouvrement relatif des espèces de nardaie, sensibles à la colonisation de la lande ou sensible à l'eutrophisation lorsque l'on cumule une dégradation sur les deux gradients : les relevés altérés sur les deux gradients restent globalement équivalents à ce que l'on observe s'il n'y avait qu'une seule dégradation. **Pour la méthode finale, cela signifie qu'il n'y a pas à déclasser l'état de conservation lorsque deux altérations se superposent sur un même habitat.**

3.2.7- Lien entre les espèces monopolistes ou le sol nu et les gradients d'eutrophisation ou de colonisation par la lande

Afin de vérifier nos suppositions concernant le lien entre les espèces monopolistes et les deux gradients de dégradation des nardaies précédemment étudiés, nous avons établis plusieurs graphiques ciblant les différents groupes d'espèces retenus et quelques espèces monopolistes bien représentées dans notre jeu de données :

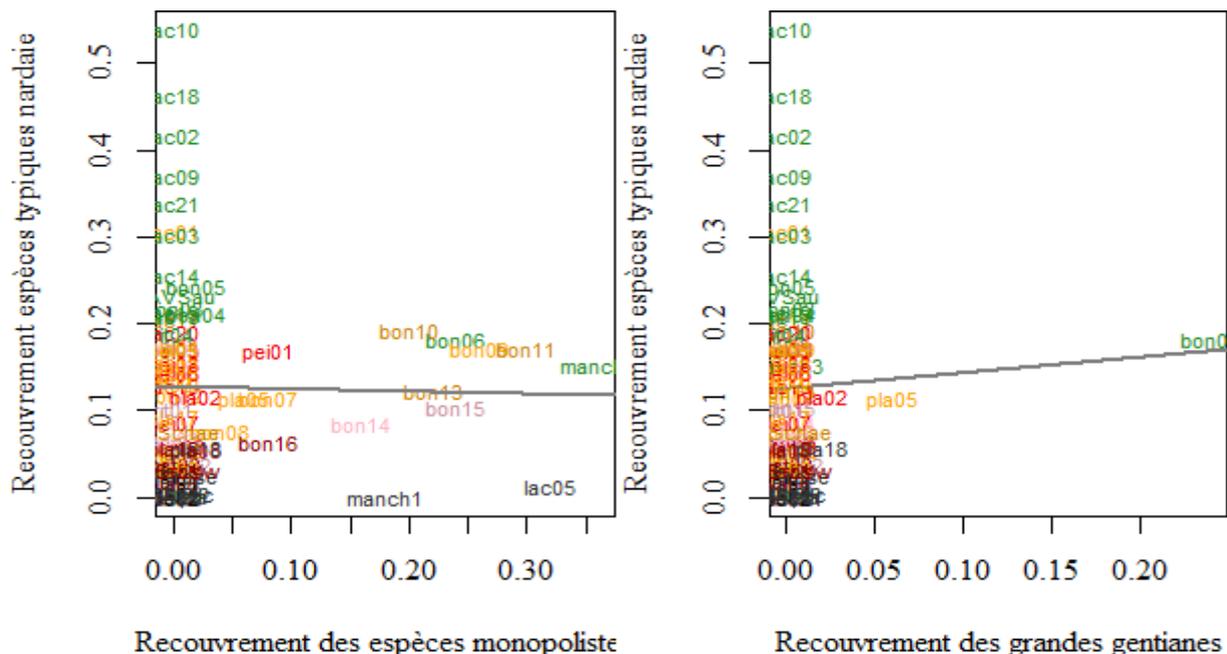


Figure 54 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie en fonction du recouvrement des espèces monopolistes (à gauche) ou des grandes gentianes (à droite)

Les relevés sont affectés des couleurs selon les états de conservation obtenus en appliquant les deux clés proposés. Vert : état favorable (FF) ; orange : FA ; brun foncé : FD ; gris foncé : FE ; marron clair : AF ; mauve foncé : AA ; rose clair : DA ; rouge : DF ; brun clair : DA ; noir : LF ; codes faisant référence au Tableau 12.

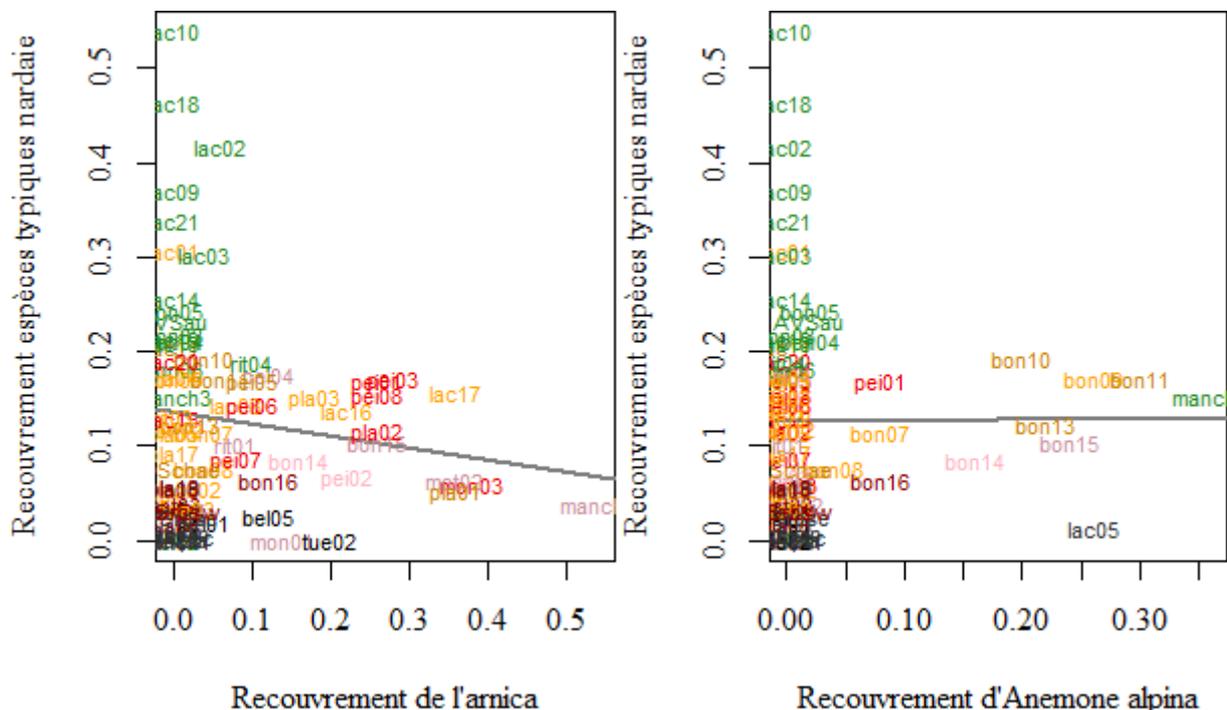


Figure 55 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardiaie en fonction du recouvrement de l'arnica (à gauche) ou de la pulsatile des Alpes (à droite)

Les relevés sont affectés des couleurs selon les états de conservation obtenus en appliquant les deux clés proposés. Vert : état favorable (FF) ; orange : FA ; brun foncé : FD ; gris foncé : FE ; marron clair : AF ; mauve foncé : AA ; rose clair : DA ; rouge : DF ; brun clair : DA ; noir : LF ; codes faisant référence au Tableau 12.

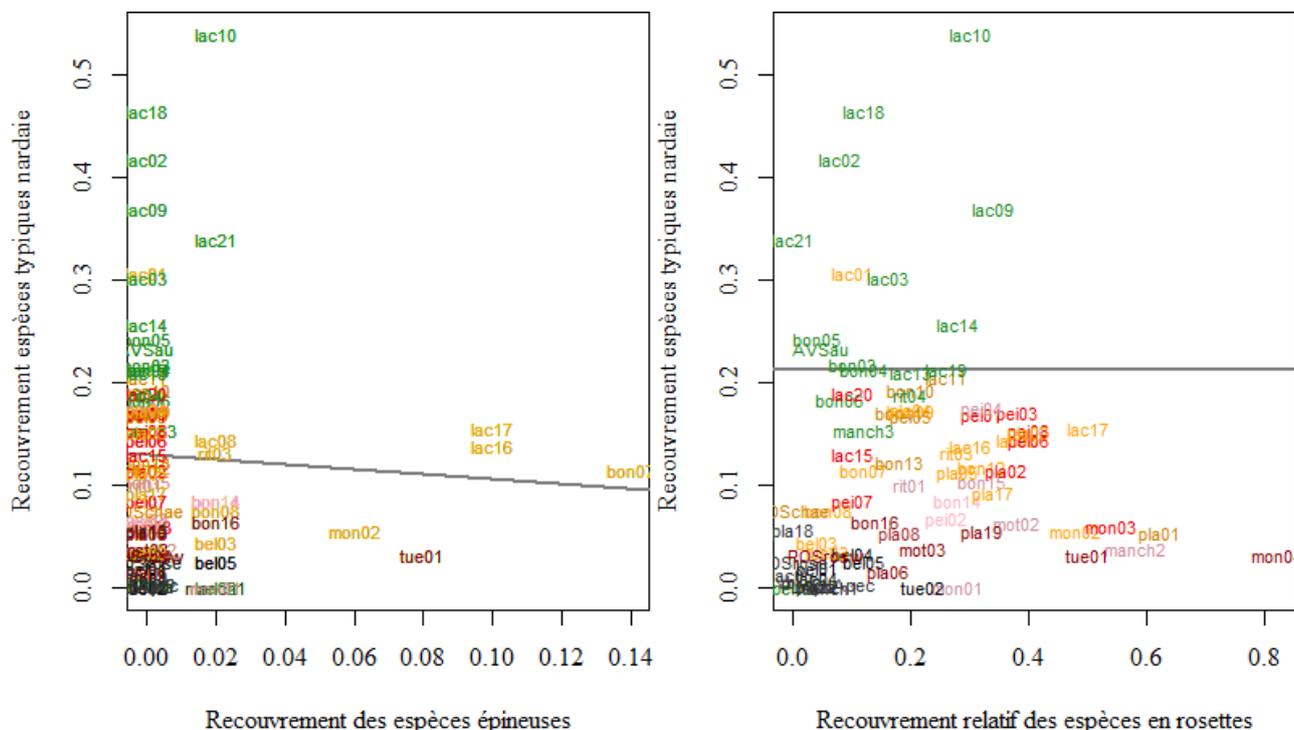


Figure 56 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardiaie en fonction du recouvrement des espèces épineuses (à gauche) ou des espèces en rosettes (à droite)

Les relevés sont affectés des couleurs selon les états de conservation obtenus en appliquant les deux clés proposés. Vert : état favorable (FF) ; orange : FA ; brun foncé : FD ; gris foncé : FE ; marron clair : AF ; mauve foncé : AA ; rose clair : DA ; rouge : DF ; brun clair : DA ; noir : LF ; codes faisant référence au Tableau 12.

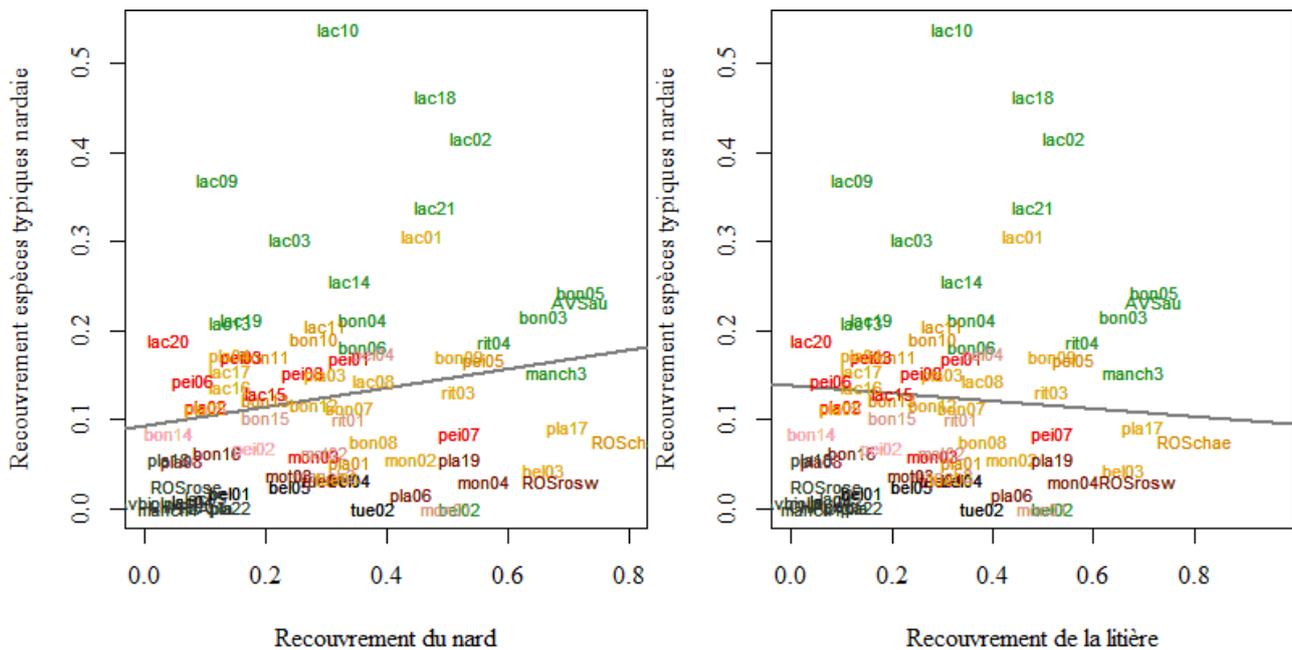


Figure 57 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie en fonction du recouvrement du nard (à gauche) et en fonction du recouvrement de la litière (à droite)

Les relevés sont affectés des couleurs selon les états de conservation obtenus en appliquant les deux clés proposés. Vert : état favorable (FF) ; orange : FA ; brun foncé : FD ; gris foncé : FE ; marron clair : AF ; mauve foncé : AA ; rose clair : DA ; rouge : DF ; brun clair : DA ; noir : LF ; codes faisant référence au Tableau 12.

L'analyse de ces graphiques confirme que tous les relevés présentant des espèces jugées monopolistes, des espèces en rosettes ou des espèces épineuses sont presque systématiquement concernés aussi par les deux gradients principaux d'eutrophisation ou de colonisation par la lande. Un seul relevé se distingue des autres, manch3, qui est le seul à cumuler la présence de plusieurs espèces (10 % sol nu, 64 % de nard et de litière, 34 % d'*Anemone alpina*) tout en restant en bon état de conservation pour les gradients d'eutrophisation ou de colonisation par la lande.

En analysant les liens avec chaque gradient, nous constatons que l'arnica est très lié au gradient de colonisation par la lande, les espèces épineuses et le vétrate au gradient d'eutrophisation (cf. Tableau 33 liste des espèces indicatrices de l'eutrophisation), *Anemone alpina* aux deux gradients. Les grandes gentianes ne semblent pas impacter l'état de conservation mais cela méritera confirmation, puisqu'il n'y a qu'un seul relevé avec un recouvrement notable. La figure 33 confirme à nouveau que le **recouvrement du nard et celui de la litière n'influent pas sur l'état de conservation**.

Ces graphiques permettent de proposer des seuils complémentaires puisqu'il n'y a plus de relevés en état de conservation favorable au-delà de :

- 40 % de recouvrement des espèces en rosettes,
- 10 % du recouvrement de l'arnica,
- 5 % de recouvrement d'*Anemone alpina*,
- 5 % de recouvrement des espèces épineuses.

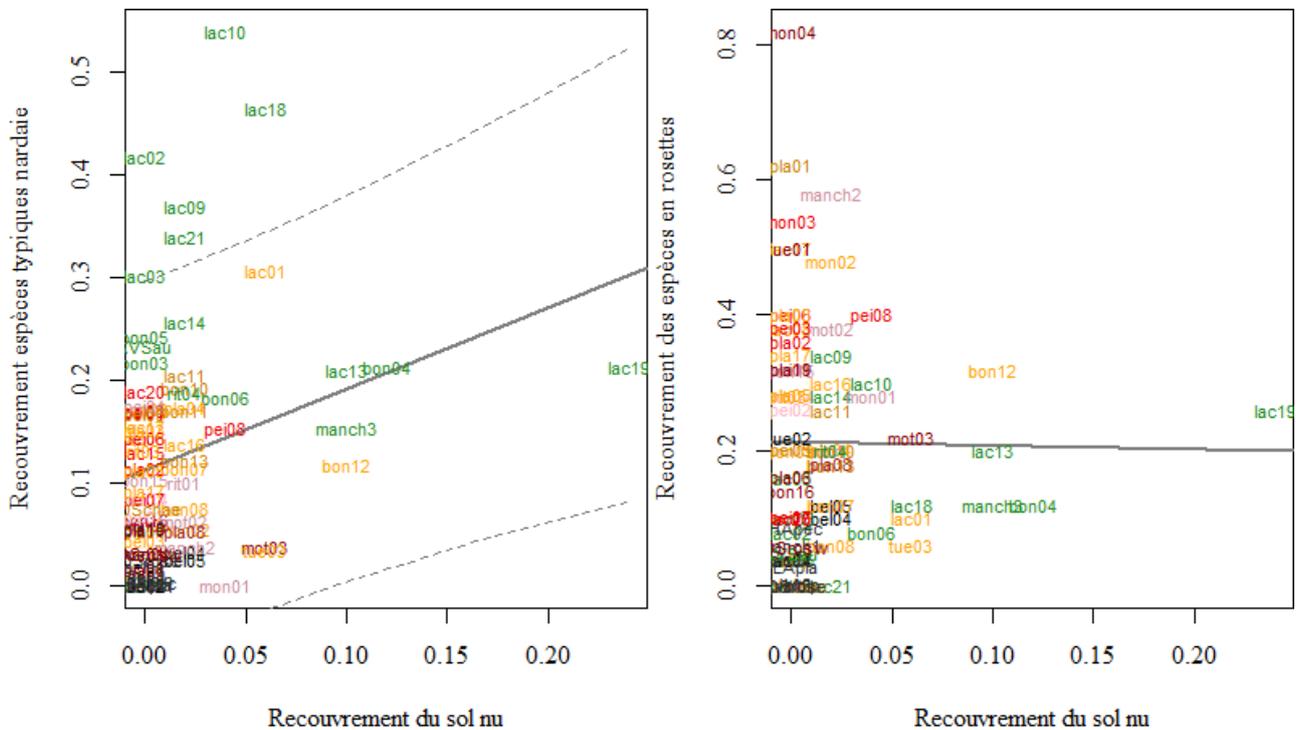


Figure 58 : évolution du recouvrement cumulé des taxons typiques de la nardaie (à gauche) ou du recouvrement des espèces en rosettes (à droite) en fonction du recouvrement du sol nu

Les relevés sont affectés des couleurs selon les états de conservation obtenus en appliquant les deux clés proposés. Vert : état favorable (FF) ; orange : FA ; brun foncé : FD ; gris foncé : FE ; marron clair : AF ; mauve foncé : AA ; rose clair : DA ; rouge : DF ; brun clair : DA ; noir : LF ; codes faisant référence au Tableau 12.

La Figure 58 confirme que l'impact du recouvrement du sol nu sur l'état de conservation n'est pas net. Les relevés présentant un recouvrement notable de sol nu ont un recouvrement des espèces typiques de nardaie légèrement supérieur à 20 %, correspondant à la limite inférieure caractérisant l'état de conservation favorable, à part le relevé manch3 qui aurait plutôt des caractéristiques d'un état altéré (mais il a aussi un fort recouvrement d'*Anemone alpina*). Nos conclusions du chapitre 2.2.5 semblent à nouveau se confirmer.

3.2.8- Lien entre état de conservation et biodiversité

Pour de nombreux experts, un habitat en état de conservation favorable est un habitat riche en espèces. La Directive Habitat-faune-flore a même été plus loin pour les nardaies, puisqu'elle ne considère d'intérêt communautaire (prioritaire) que les nardaies riches en espèces (Council Directive 92/43/EEC), sans préciser comment apprécier le seuil. Notre méthode de travail n'ayant pas pris en compte ce critère pour différencier les états de conservation⁷, il nous a paru intéressant de vérifier *a posteriori* si ce postulat se vérifiait. Ainsi, pour les deux gradients principaux de colonisation par la lande et d'eutrophisation, puis sur l'ensemble des relevés, nous avons calculé l'indicateur de richesse spécifique, d'indice de shannon et d'équitabilité selon les états de conservation précédemment définis. Grâce à la méthode utilisée pour réaliser les relevés, nous avons pu calculer pour chaque relevé la richesse spécifique sur la ligne, c'est à dire le nombre d'espèces différentes contactées sur les points, et la richesse spécifique totale en ajoutant le nombre d'espèces présentes autour de la ligne.

Pour le gradient de colonisation par la lande, nous avons repris les relevés épurés des 5 qui avaient été mis de côté lors de l'analyse (bel02, bel03, bon16, lac04 et manch1).

La Figure 59 montre que sur le gradient de colonisation par la lande, la richesse spécifique (sur la ligne et totale) n'est pas influencée significativement par l'état de conservation. On ne peut voir

⁷nous avons utilisé le critère de la directive habitats d'état de conservation des espèces typiques de la nardaie

qu'une légère augmentation de richesse spécifique des nardaies en état de conservation favorable vers les landes. Nous ne retrouvons pas ici les résultats de Koch et al. (2012) qui montraient une augmentation de la richesse spécifique avec la colonisation par la lande, avec un pic vers 50 % de recouvrement ligneux, puis une baisse lorsque la lande se fermait. Néanmoins, nos relevés n'ont pas été fait avec la même méthode, ce qui pourrait expliquer ces résultats différents (cf. Pornano et al., 2013).

Pour le gradient d'eutrophisation, nous avons repris les relevés épurés des 2 qui avaient été mis de côté lors de l'analyse (tue03 et pla05).

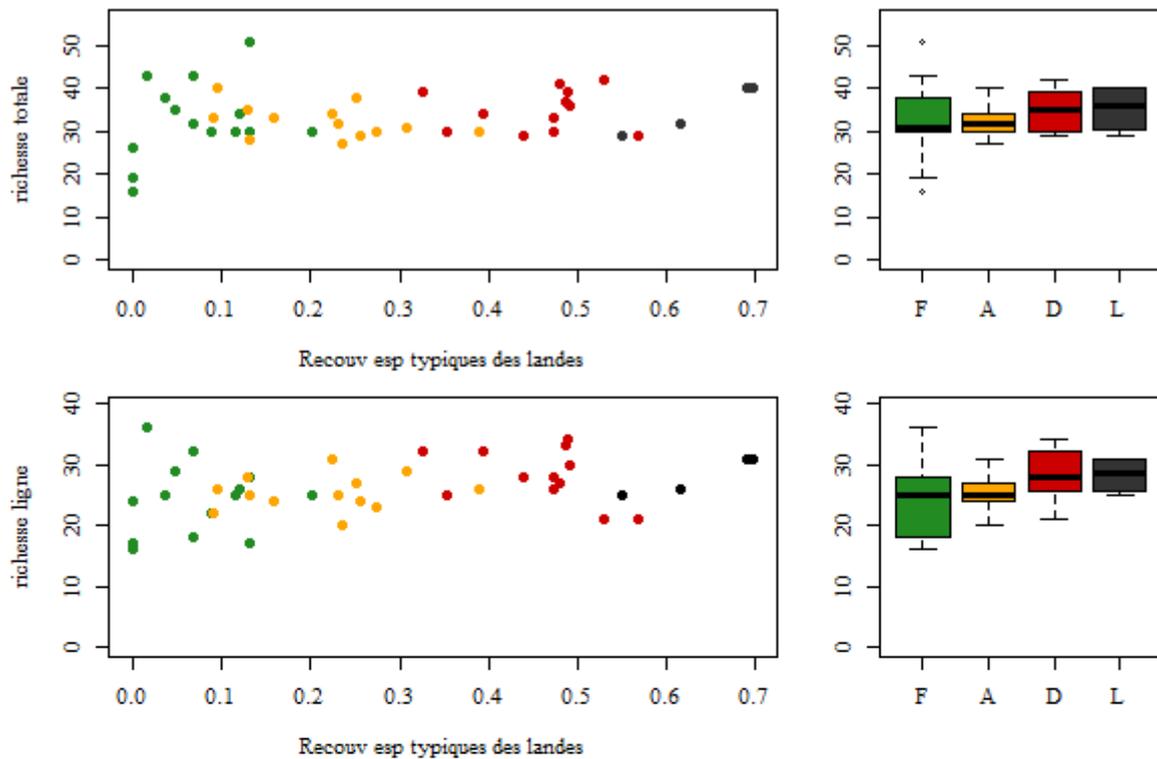


Figure 59 : richesse spécifique sur la ligne (graphiques du haut) et totale sur le relevé (graphique du bas) selon l'état de conservation

Deux modes de visualisation : à gauche, chaque relevé est représenté par un point sur le gradient de recouvrement des espèces indicatrices des landes ; à droite une représentation en « boîte à moustaches »

vert : favorable ; orange : altéré ; rouge : dégradé ; noir : landes

La Figure 60 montre que la richesse spécifique varie selon l'état de conservation. Les nardaies et les pelouses eutrophisées présentent globalement une richesse spécifique inférieure aux états de conservation altéré et dégradé. Ces résultats sont cohérents avec ceux de Koch et al. (2012) trouvés sur le gradient de colonisation par la lande. L'origine de cette évolution, l'effet mosaïque concernant la colonisation par les ligneux, est certainement différente pour le gradient d'eutrophisation. D'après nous, les nardaies « typiques » qui se développent sur les sols oligotrophes, ne permettent le développement que d'un nombre restreint d'espèces très spécialisées, ne supportant pas les fortes concurrences interspécifiques. L'enrichissement trophique faible à modéré permet l'implantation d'espèces moins sensibles à la pauvreté des sols, sans que les espèces oligotrophes ne disparaissent. Ce n'est qu'au stade des pelouses eutrophes que ces espèces disparaissent, car elles ne supportent pas le très fort développement d'espèces sociales concurrentielles, entraînant une baisse de la richesse spécifique. Ce constat est cohérent avec la construction de la deuxième clé du gradient d'eutrophisation, puisque nous avons pu repérer une vingtaine d'espèces apparaissant ou devenant plus recouvrantes pour ces états altérés et dégradés.

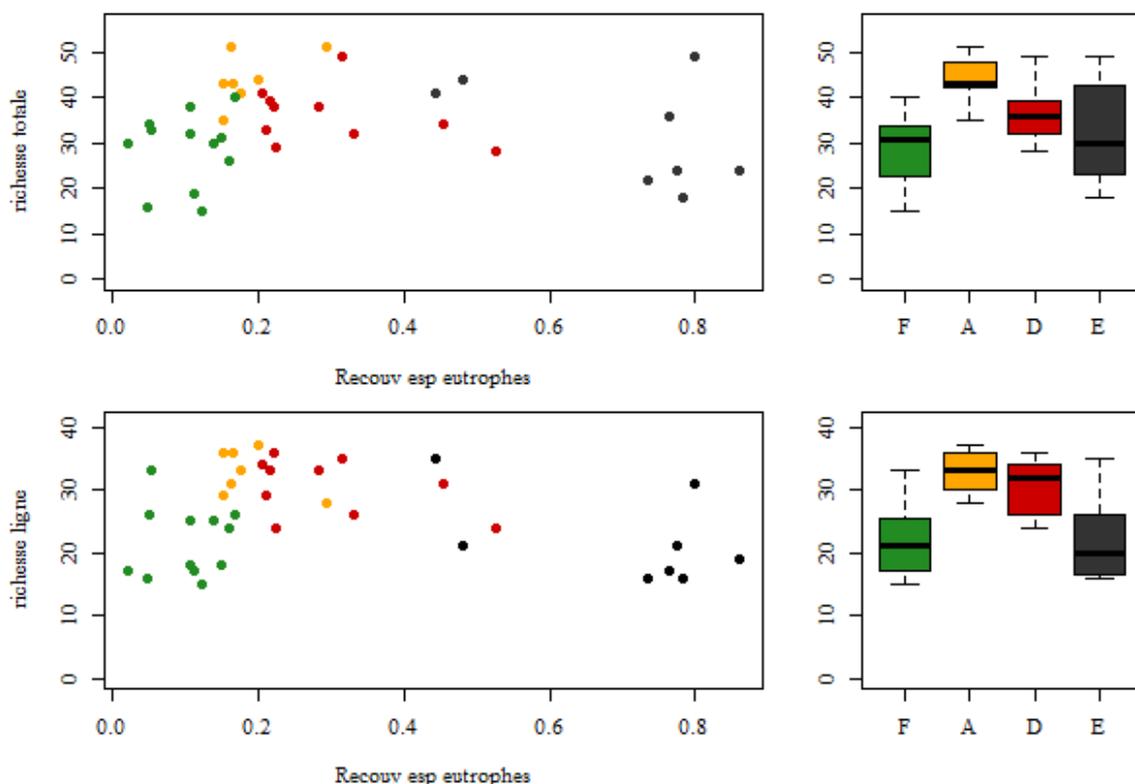


Figure 60 : richesse spécifique sur la ligne (graphiques du haut) et totale sur le relevé (graphique du bas) selon l'état de conservation

Deux modes de visualisation : à gauche, chaque relevé est représenté par un point sur le gradient de recouvrement des espèces eutrophes ; à droite une représentation en « boîte à moustaches »

vert : favorable ; orange : altéré ; rouge : dégradé ; noir : habitats eutrophes

Pour l'analyse sur tous les relevés de nardaie, nous avons utilisé le jeu complet sans les quelques relevés jugés atypiques (bel02, bel03, tue03). Les états de conservation correspondent à ceux données par les deux clés proposées, en apportant une correction : lac01 classé altéré avec la clé sur le gradient d'eutrophisation mais juste au niveau du seuil est reclassé favorable vu sa position sur les graphiques. Les résultats précédents se confirment globalement (Figure 61), même si cette fois l'augmentation de la richesse spécifique des nardaies vers les landes semble plus nette (sans être significativement différente). Il est intéressant de noter que lorsque les relevés sont soumis aux deux dégradations, la richesse spécifique est intermédiaire entre les relevés impactés par l'eutrophisation et ceux impactés par la colonisation par la lande (voir boxplot AF, FA et AA).

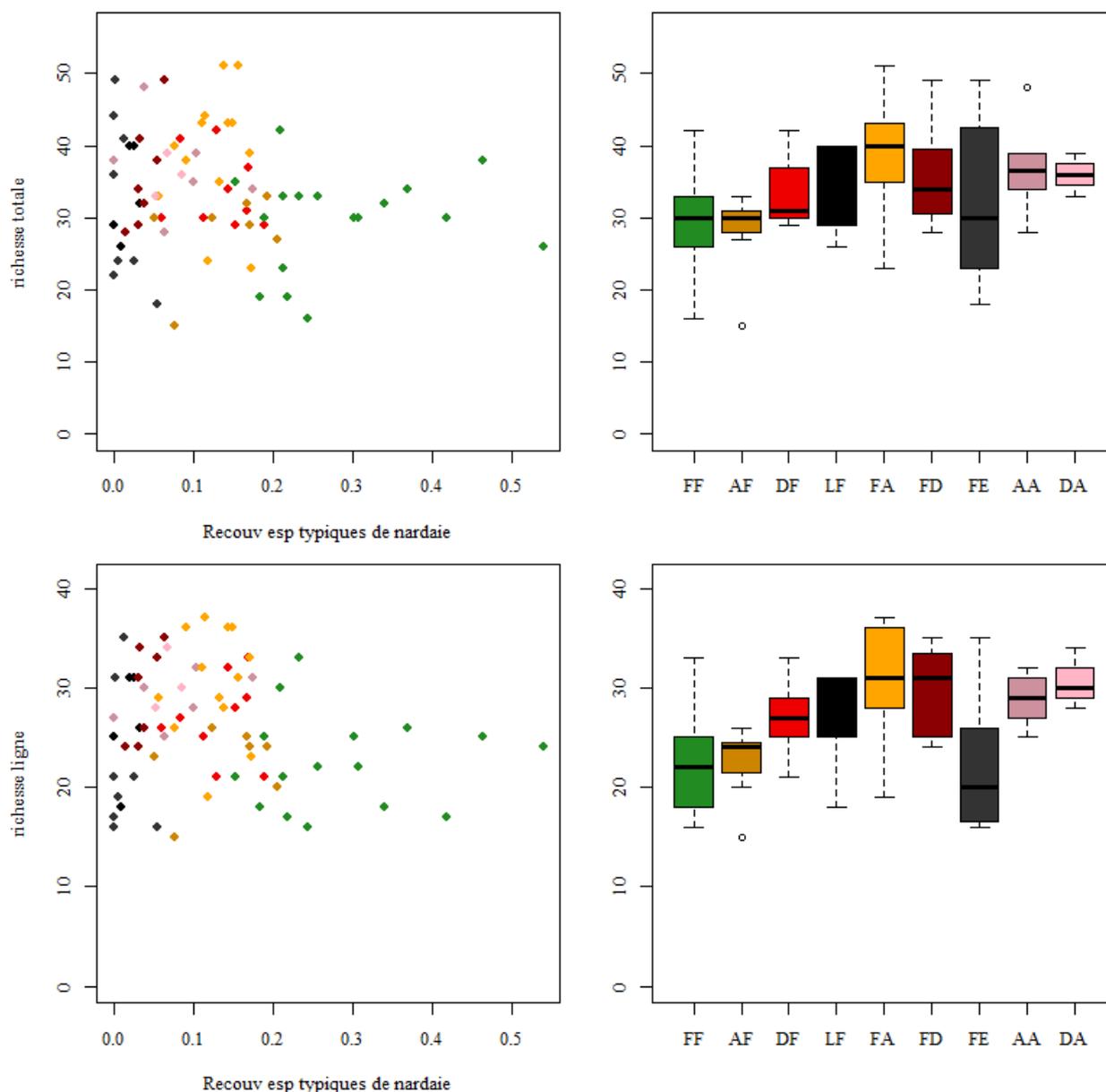


Figure 61 : richesse spécifique sur la ligne (graphiques du bas) et totale sur le relevé (graphique du haut) selon les états de conservation obtenus en appliquant les deux clés proposés

Deux modes de visualisation : à gauche, chaque relevé est représenté par un point sur le gradient de recouvrement des espèces « typiques » de nardaie) ; à droite une représentation en « boîte à moustaches »

Vert : état favorable (FF) ; orange : FA ; brun foncé : FD ; gris foncé : FE ; marron clair : AF ; mauve foncé : AA ; rose clair : DA ; rouge : DF ; brun clair : DA ; noir : LF ; codes faisant référence au Tableau 12.

Les autres indicateurs classiques de biodiversité que sont l'indice de Shannon-Weaver et l'indice d'équitabilité apportent des informations similaires et complémentaires. Sur le gradient d'eutrophisation, ces indices évoluent de la même manière que la richesse spécifique, avec des valeurs supérieures pour les états de conservation altéré et dégradé (Figure 62). Sur le gradient de colonisation par la lande, ces indices évoluent là-aussi mais de manière moins nette avec des valeurs supérieures pour les états de conservation altéré et dégradé, ce qui n'était pas le cas pour la richesse spécifique. Ils montrent ainsi que dans les nardaies en état de conservation favorable et les habitats eutrophisés, un petit nombre d'espèces ont tendance à dominer ces végétations.

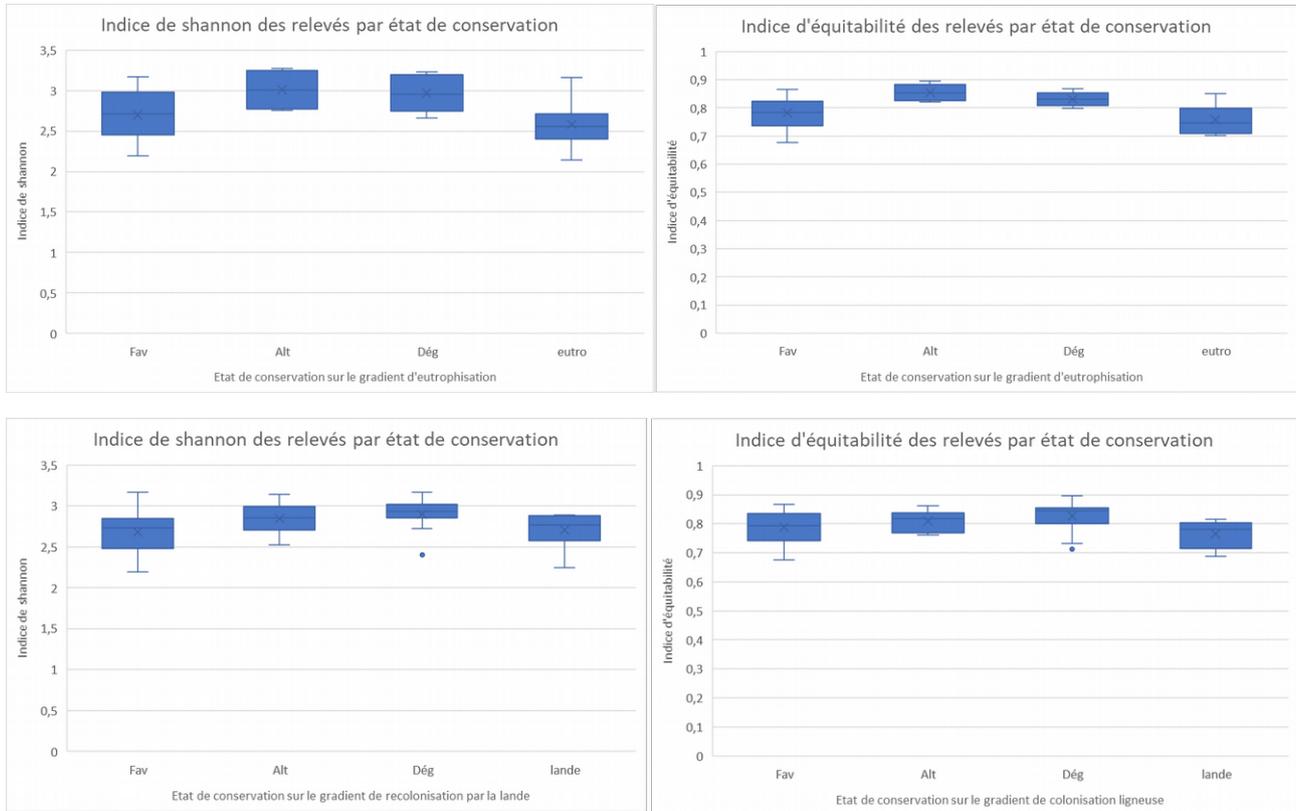


Figure 62 : Indice de Shannon-Weaver (à gauche) et indice d'équitabilité (à droite) selon les états de conservation sur le gradient d'eutrophisation (en haut) et sur le gradient de colonisation par la lande (en bas)

3.2.9- Proposition pour discriminer les nardaies d'intérêt communautaire prioritaire

Comme rappelé précédemment, la Directive Habitat-faune-flore ne considère d'intérêt communautaire (prioritaire) que les nardaies riches en espèces (Council Directive 92/43/EEC), sans préciser comment apprécier le seuil. Les analyses du lien entre état de conservation et richesse spécifique présentées précédemment nous permettent de proposer un seuil pour discriminer cet habitat : nous avons retenu la valeur inférieure du boxplot de l'état de conservation favorable. Les seuils peuvent être proposés pour :

- la richesse spécifique totale (Figure 63), intégrant les espèces très peu recouvrantes, soit 27 espèces,
- la richesse spécifique des espèces recouvrantes ($R > 1\%$), soit 24 espèces,
- la richesse spécifique des espèces à recouvrement $> 5\%$, soit 12 espèces.

Pour notre jeu de données, 7 à 10 relevés ne seraient ainsi plus considérés comme habitat d'intérêt communautaire prioritaire. La plupart des relevés sont concernés par au moins deux des critères. La majorité des relevés qui ne relèveraient ainsi plus de la Directive sont jugés en état de conservation favorable d'après nos clés ! La conséquence devraient donc être de limiter notablement les surfaces de nardaies en état de conservation favorable !

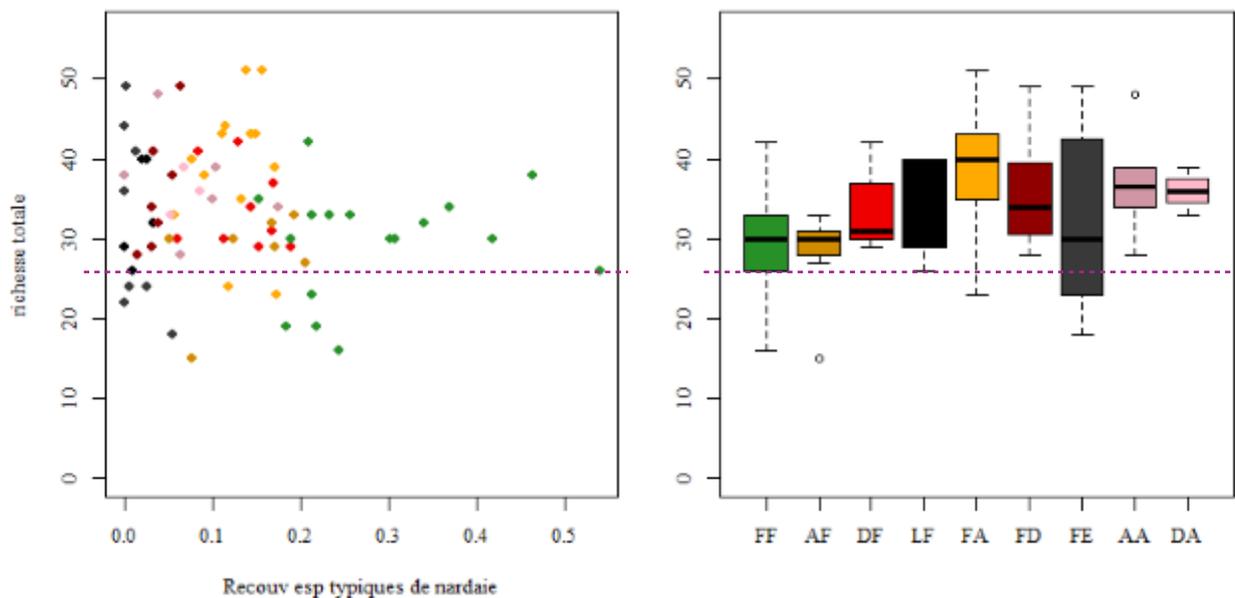


Figure 63 : proposition de seuil de richesse spécifique pour discriminer les nardaies d'intérêt communautaire prioritaires (trait en pointillé)

Deux modes de visualisation pour la richesse spécifique totale : à gauche, chaque relevé est représenté par un point sur le gradient de recouvrement des espèces typiques de nardaie) ; à droite une représentation en « boîte à moustaches »

Les couleurs correspondent à l'état de conservation obtenu en appliquant les clés : Vert : état favorable (FF) ; orange : FA ; brun foncé : FD ; gris foncé : FE ; marron clair : AF ; mauve foncé : AA ; rose clair : DA ; rouge : DF ; brun clair : DA ; noir : LF ; codes faisant référence au Tableau 12.

Nous n'avons pas réussi à trouver d'autres critères permettant de discriminer avec fiabilité ces relevés pauvres en espèces. Plusieurs origines peuvent être avancées pour notre jeu de données, mais sans que l'on puisse systématiser :

- ces relevés sont pour la plupart d'entre eux dominés par le nard (recouvrement > 66 %) et/ou avec un recouvrement inhabituellement élevé d'espèces compagnes (*Gentiana punctata*, *Gentiana acaulis*, *Helictochloa versicolor*, *Potentilla aurea*, *Trifolium alpinum*, *Geum montanum*, *Anemone vernalis*) ; certaines d'entre elles sont jugées indicatrices d'un état de conservation favorable !
- elles correspondent à des nardaies de haute altitude ou de contextes plus froids comme l'attestent l'altitude élevée (la plupart > 2400m) et parfois le fort recouvrement de *Carex curvula* ou *Alopecurus gerardii*.
- Certaines espèces plutôt fréquentes dans nos relevés sont absentes : *Arnica montana*, *Vaccinium myrtillus*, *V. uliginosum*, *V. vitis-idaea*, *Rhododendron ferrugineum*, *Avenella flexuosa*, *Homogyne alpina*, *Bistorta vivipara*. Toutes ces espèces sont des indicatrices de colonisation par la lande. Il en va de même pour d'autres espèces indicatrices d'eutrophisation ou non indicatrices : *Leontodon hispidus*, *Soldanella alpina*, *Crocus vernus*, *Helianthemum nummularium*, *Potentilla erecta*, *Pedicularis cenisia*, *Pilosella lactucella*, *Antennaria dioica*, *Viola calcarata*.

3.2.10- Valences ou valeurs écologiques et état de conservation

Les valeurs ou valences écologiques servent à caractériser les conditions qui permettent à certaines espèces de prospérer dans certaines stations. Les premières propositions ont été faite pour la Suisse par Landolt à partir de son expérience et de ses observations de terrain (Landolt, 1977 ; Landolt et al., 2010). Pour chaque variable écologique (humidité, lumière, pH, température, nutriments...), chaque espèce est affecté d'une note allant de 1 à 5. Ellenberg et al. (1992) ont publié une autre grille pour l'Allemagne avec des valeurs allant de 1 à 9. Plus récemment, Julve (2012) a fait de même pour la France avec des notes allant de 1 à 10. Nous avons utilisé cette

dernière référence (Baseflor) pour calculer la valeur moyenne des relevés pour quelques indices et ensuite comparer ces valeurs moyennes selon leur état de conservation donné par les grilles.

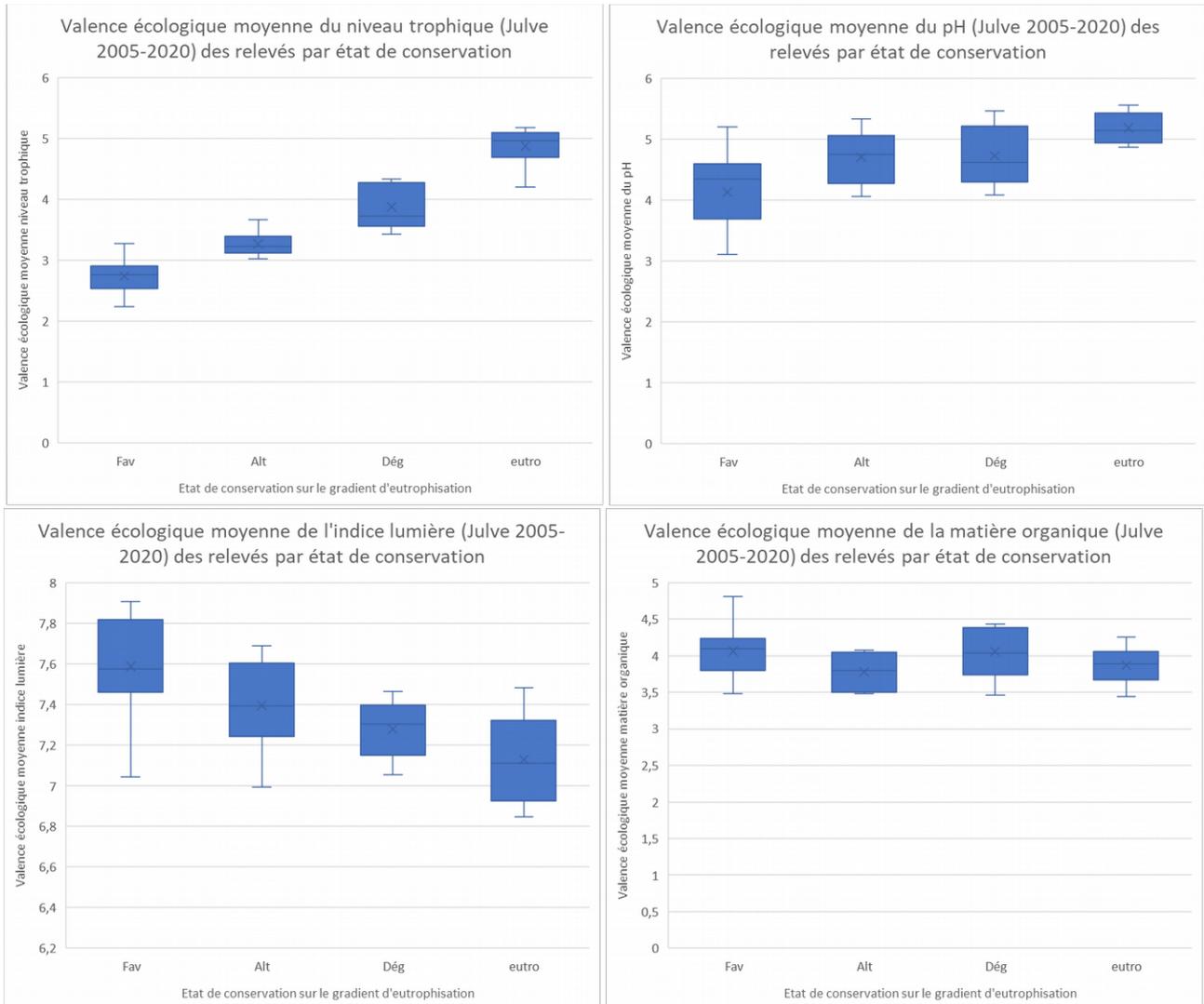


Figure 64 : valence écologique moyenne du niveau trophique, du pH, de l'indice lumière et de la matière organique selon l'état de conservation sur le gradient d'eutrophisation

Sur le gradient d'eutrophisation (Figure 64), la valence écologique moyenne du niveau trophique est discriminante entre les 3 états de conservation et les habitats eutrophisés. D'une part, ces résultats valident à nouveau que nos clés discriminent bien les différents niveaux d'eutrophisation des nardaies, mais cette approche pourrait même permettre de donner une évaluation assez fiable de l'état de conservation à partir de relevés en points-contacts, et ainsi se substituer à l'utilisation des clés proposées, avec les seuils suivants :

- état de conservation favorable : < 3
- état de conservation altéré : $[3 ; 3,5[$
- état de conservation dégradé : $[3,5 ; 4,3[$
- habitat eutrophe : $\geq 4,3$.

L'évolution de la valence écologique moyenne du niveau trophique s'accompagne d'une évolution moins marquée de l'indice pH, et d'une évolution inverse pour l'indice de lumière. Les espèces favorisées par l'augmentation du niveau trophique semblent donc aussi être moins dépendante de l'ouverture du milieu ; plusieurs espèces indicatrices d'eutrophisation des nardaies poussent ainsi aussi dans des habitats forestiers frais : *Alchemilla gpe. alchemilla*, *Bistorta officinalis*, *Veratrum album*, *Geranium sylvaticum* etc.

Sur le gradient de colonisation par la lande, les valences écologiques moyennes sont moins intéressantes, car seul l'indice de lumière réagit à une colonisation par la lande, sans toutefois que

les valeurs moyennes puissent discriminer les différents états de conservation. L'indicateur « recouvrement des ligneux » est donc plus pertinent.

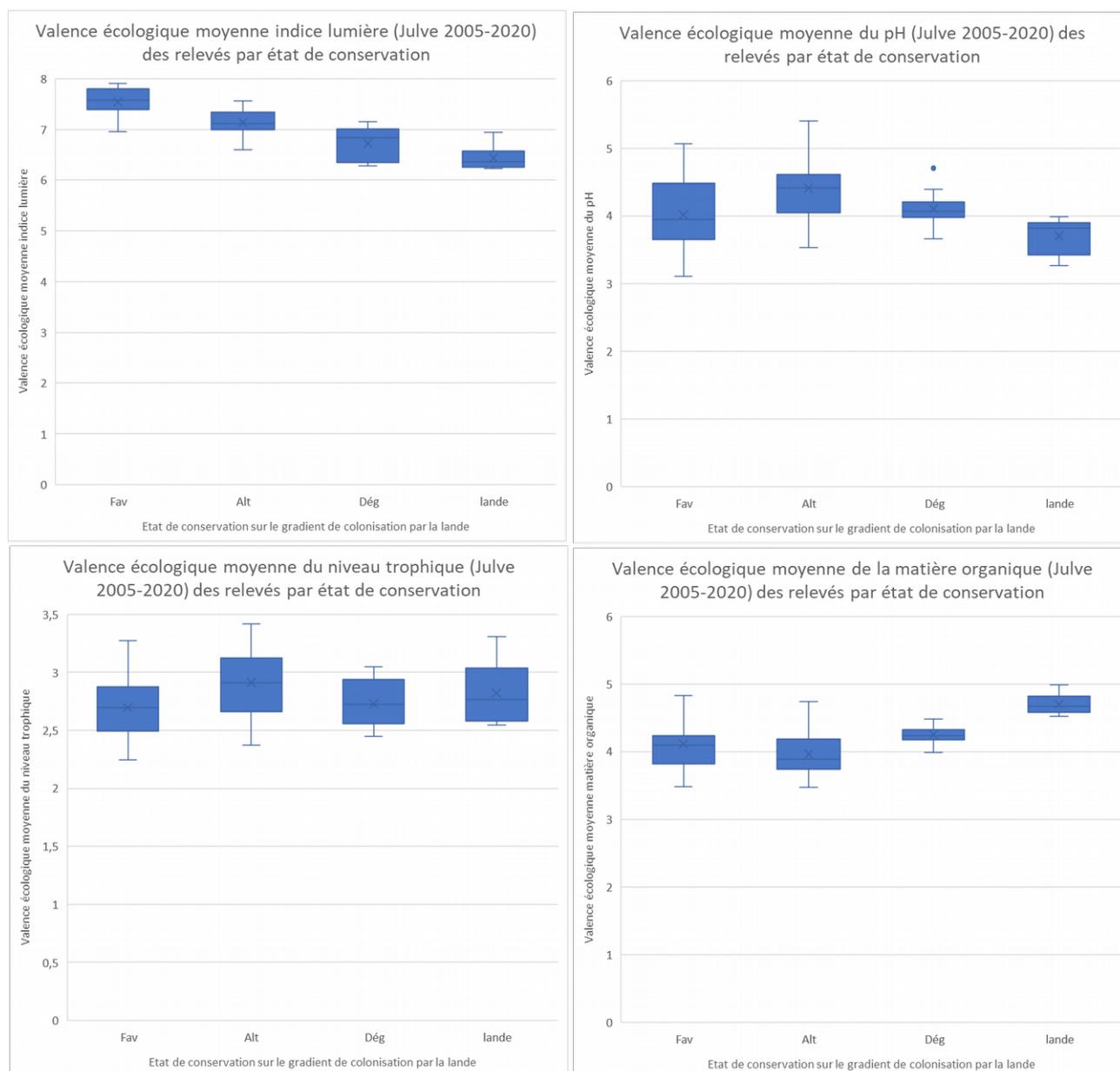


Figure 65 : valence écologique moyenne du niveau trophique, du pH, de l'indice lumière et de la matière organique selon l'état de conservation sur le gradient de colonisation par la lande

3.2.11- Comparaison des évaluations issues des clés avec les dires d'expert

Sur le terrain, les opérateurs qui ont réalisé les relevés de végétation ont évalué à dire d'expert l'état de conservation de chaque site. Le protocole reprenait celui mis en œuvre lors de la phase préliminaire (Debay & Augé, 2016) avec une estimation sur une surface d'environ 300 m² autour de la ligne de lecture, l'estimation se faisant avant d'avoir fait le relevé. Sur le terrain, 4 classes avaient été prédéfinies : les états classiques, favorable, altéré et dégradé, mais il avait été choisi de faire ressortir les relevés dits « optimaux » qui, si la méthode développée précédemment n'avait pas donné de bons résultats, pouvaient permettre de reproduire la méthode utilisée par P. Debay. Il a en revanche été oublié de distinguer les états en tant que milieu extrême des gradients soit les landes et les milieux eutrophes. Ils devraient donc logiquement avoir été caractérisés en état dégradé.

Nous avons choisi de comparer les résultats pour les deux gradients principaux :

à dire d'expert Par la clé	Optimal	Favorable	Altéré	Dégradé	Total
Favorable	14%	64%	18%	5%	100%
Altéré		27%	73%		100%
Dégradé		9%	73%	18%	100%
Landes			17%	83%	100%
Total	6%	37%	43%	14%	100%

Tableau 39 : comparaison des évaluations à dire d'expert (en colonne) et en appliquant les critères de la clé (en ligne) pour le gradient de colonisation ligneuse

Les cases colorées correspondent aux évaluations concordantes ; les pourcentages en rouge font ressortir les évaluations différentes récurrentes, celles en orange les évaluations différentes assez fréquentes, celles en noir les évaluations différentes occasionnelles. Par exemple, 27 % des relevés donnés en état altéré par la clé ont été noté en état favorable sur le terrain.

Il y a une assez bonne cohérence globale entre les évaluations à dire d'expert sur le terrain, et les résultats issus de la clé puisque 63 % sont jugées de manière similaire. La cohérence est plus particulièrement bonne pour les états favorables et altérés (78%) ; tous les relevés décrits comme optimaux ressortent en état favorable par la clé. En revanche, les sites classés dégradés voire des landes par la clé ont été majoritairement classés en état altéré. La différence pour le relevé classé en état dégradé sur le terrain mais classé en état favorable par la clé est lié uniquement à la présence de sol nu et d'un fort développement de la gentiane ponctuée (motif noté sur le terrain). Si notre clé est jugée pertinente, il y a donc eu sous-estimation de l'effet dans les cas de forte colonisation ligneuse. Le relevé lac04 a ainsi été jugé sur le terrain altéré alors qu'il a été décrit avec « omniprésence de rhododendron », idem pour le relevé bel02 décrit avec « forte dynamique ligneuse ». Ces différences semblent donc liées principalement à des seuils plus dégradants avec la clé, ce qui ne remet pas *a priori* en cause la faisabilité sur le terrain.

à dire d'expert Par la clé	Optimal	Favorable	Altéré	Dégradé	Total
Favorable	9%	73%	18%		100%
Altéré	17%	83%			100%
Dégradé	33%	33%	17%	17%	100%
Eutrophisé		13%	13%	75%	100%
Total	13%	55%	11%	21%	100%

Tableau 40 : comparaison des évaluations à dire d'expert (en colonne) et en appliquant les critères de la clé pour le gradient d'eutrophisation

Les cases colorées correspondent aux évaluations concordantes ; les pourcentages en rouge font ressortir les évaluations différentes récurrentes, celles en orange les évaluations différentes assez fréquentes, celles en noir les évaluations différentes occasionnelles. Par exemple, 83 % des relevés donnés en état altéré par la clé ont été noté en état favorable sur le terrain.

Sur le gradient d'eutrophisation, le dire d'expert diffère beaucoup des résultats en utilisant la clé, puisque seulement 43 % des évaluations sont cohérentes. Si les états favorables ont été caractérisés comme tel sur le terrain, il n'en est pas de même dès que l'état de conservation est modifié en utilisant la clé, avec une nette tendance à la sous-estimation du phénomène : tous les relevés classés altérés avec la clé ont été jugés en état favorable sur le terrain, voire même 17 % en état optimal, et la différence est aussi forte pour les états dégradés puisque 66 % ont été jugés favorables ou optimal ! Sur le terrain, les états dégradés correspondent plutôt aux habitats déjà eutrophisés qui ne relèvent plus des nardaies avec la clé.

Nous pouvons émettre deux hypothèses expliquant cette sous-estimation :

- la biodiversité des nardaies plus élevée dans les états de conservation altéré et dégradé que pour l'état favorable a certainement été un critère d'évaluation intégré par les opérateurs, voire a été leur critère principal. Cette explication se vérifie sur les fiches terrain

ou des relevés estimés favorables ressortant en état dégradé par la clé ont des observations du type « belle diversité », « très fleuri » (relevés manch1, bon16...).

- cette sous-estimation provient peut-être aussi de la difficulté de repérer les espèces eutrophes parmi l'ensemble du cortège floristique, malgré le bon niveau botanique des opérateurs. Là aussi, les indications de terrain sont révélatrices, puisqu'il a été noté pour des relevés ayant les mêmes différences que précédemment : « quelques *Poa alpina* et Alchemille » alors que leur recouvrement respectif est de 12 et 14 % (relevé pla19), « quelques eutrophiles » alors que leur recouvrement cumulé est de 50 % (relevés mon04, pla17) ; la présence des espèces nitrophiles a en revanche été plutôt bien repérée, et les cas où il y a des différences est plutôt révélatrice de la mauvaise évaluation du niveau trophique de certaines espèces comme le vératre ou de la sous-estimation du seuil (la clé fait basculer en état dégradé dès que ces espèces dépassent 5 % de recouvrement).

Ces constats suggèrent donc que le gradient d'eutrophisation sera plus difficile à évaluer sur le terrain, car les sources d'erreurs sont plurielles : il faudrait ne pas tenir compte de la diversité floristique, voire se dire qu'une forte diversité est plutôt le signe d'un état altéré ou dégradé, difficulté d'estimer le recouvrement des espèces eutrophes car ce sont beaucoup des graminées.

3.2.12- Test des clés proposées sur d'autres jeux de données, domaine de validité des clés

Avant d'éprouver les clés proposées sur le terrain, nous avons souhaité les tester sur d'autres relevés. La condition était que ces relevés aient été réalisés avec la méthode des points contact. En effet, pour les relevés phytosociologiques classiques réalisés en classe de recouvrement, il nous semble peu pertinent de calculer des sommes de recouvrement (par exemple l'indicateur Juniperus+Rhododendron pour le gradient de colonisation par la lande, l'indicateur recouvrement cumulé des espèces eutrophes). Nous avons pu uniquement appliquer les clés sur les relevés réalisés par le Cemagref entre 1996 et 2001 pour construire la typologie des végétations pastorales de Vanoise (Bornard et al., 2006). Malgré tout, l'application de la clé du gradient de colonisation de la lande a nécessité une étape intermédiaire d'approximation du recouvrement de la strate ligneuse, car la donnée n'a pas été relevée (ou n'était pas dans le tableau en notre possession). Nous avons alors construit une relation entre la somme des recouvrements de chaque taxon ligneux et le recouvrement de la strate ligneuse à partir de notre jeu de données. La relation obtenue (Figure 66) est relativement bonne et permet ainsi de transformer les seuils retenus pour la clé (respectivement 25 % et 50 % de recouvrement de la strate ligneuse) en nouveaux seuils avec le cumul de recouvrement des espèces ligneuses (respectivement 30 % et 68%).

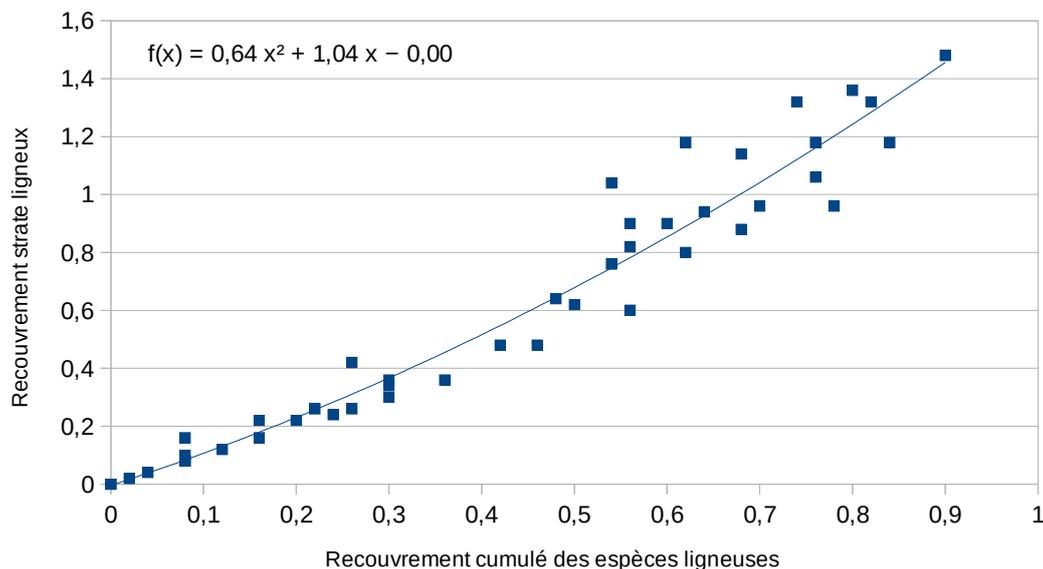


Figure 66 : graphique du recouvrement de la strate ligneuse en fonction du recouvrement cumulé des espèces ligneuses.

Nous avons appliqué les critères de chaque clé proposée aux relevés classés en nardaie au sens large (incluant les types A10 de pelouse nivale proche des combes à neige et le type PN4 des pelouses à plantain des Alpes, décrit par Jouglet et al. dans la typologie des alpages des Alpes françaises du Sud (Jouglet, 1999), car une analyse préalable des relevés montrait que ce type existait aussi en Vanoise) et des landes (un relevé relevant des pelouses en gradins enrichies a aussi été mis de côté). Les résultats sont présentés dans les deux tableaux ci-dessous (Tableau 41, Tableau 42). En complément, nous avons projeté les relevés sur le graphique liant le recouvrement des espèces de landes avec le recouvrement relatif des espèces « typiques » des nardaies, comme sur la Figure 50. Il faut noter que plusieurs espèces retenues dans nos listes d'espèces typiques sont absentes des relevés de Bornard et al (2006) :

- nardaies : *Botrychium lunaria*, *Carex pilulifera*, *Luzula multiflora*, *Phyteuma betonicifolia*, *Sellaginella selaginoides* ;
- landes : *Astrantia minor*, *Polygala chamaebuxus*, *Potentilla erecta* ;
- nitrophiles : *Blitum bonus-henricus*, *Poa annua*, *Rumex alpinus*, *Trollius europaeus*, *Veratrum album*.

Ces absences sont peut-être à l'origine de la moindre présence globale des espèces « typiques » de nardaie.

Nous pouvons aussi signaler que les relevés relevant des landes au sens de Bornard et al (2006) ne comportent pas ou très peu de nard : entre 0 et 6 % de recouvrement, sauf un relevé à 12 % (L2-A10).

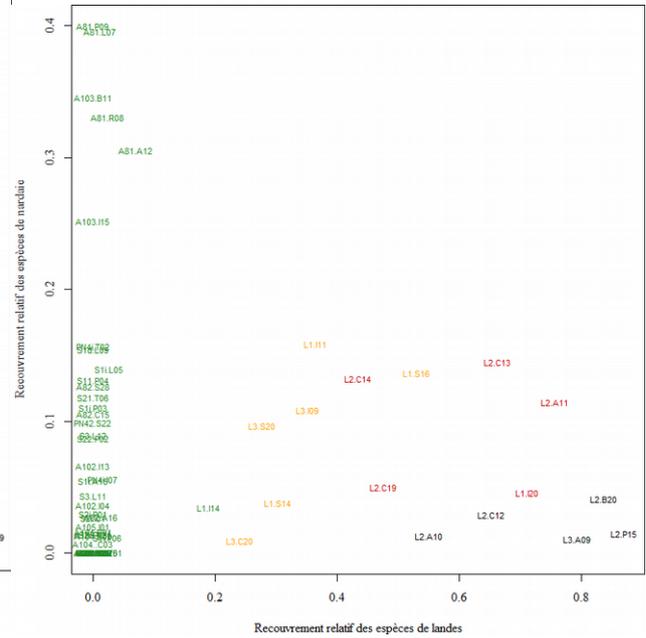
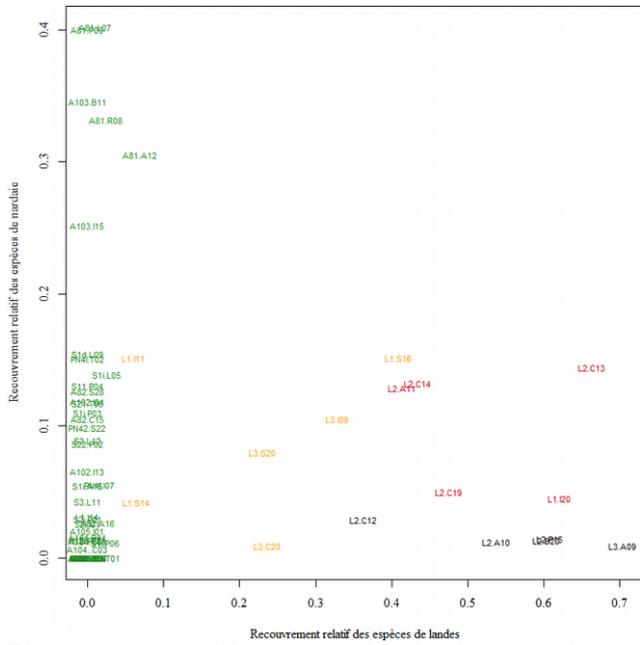
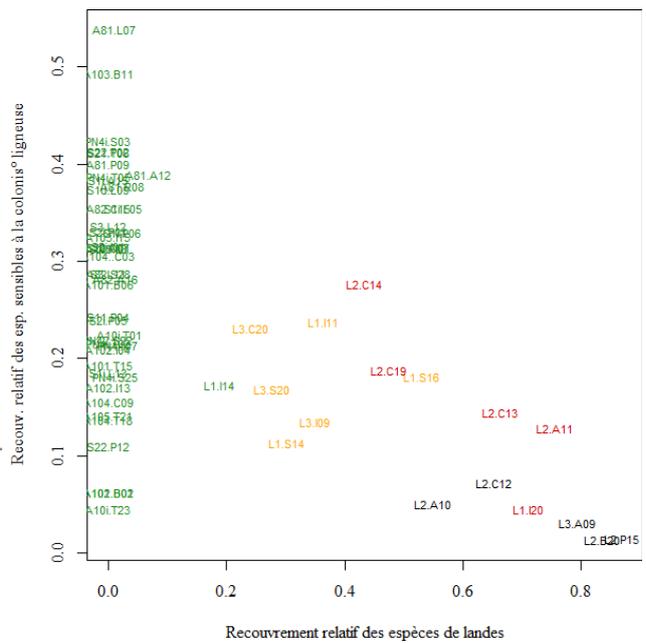


Figure 67 : position des relevés de nardaie le long du gradient de colonisation par la lande en fonction du recouvrement relatif des espèces typiques des nardaies (graphiques du haut) ou des espèces sensibles à la colonisation de la lande (en bas à droite), selon les états de conservation obtenus en appliquant la clé.

Vert : état favorable (F) ; orange : altéré ;
rouge : dégradé ; noir : Lande.

A gauche avec la liste retenue des espèces typiques des landes

2 graphiques de droite : liste complétée par d'autres espèces de ligneux : *Arctophylos uva-ursi*, *Pinus cembra*, *Loiseleria procumbens*, *Cotoneaster ssp.*, *Calluna vulgaris*



Etat de conservation Type de végétation	Favorable	Altéré	Dégradé	Lande
A8-pelouses à nard et Laïche toujours verte	7	0	0	0
S1-pelouses à nard et fétuque rouge	7	0	0	0
S2-pelouses à fétuque rouge	7	0	0	0
S3-pelouses à dactyle aggloméré	2	0	0	0
A10-pelouses nivales à vulpin de Gérard	15	0	0	0
PN4-pelouses alpines à plantain des Alpes des replats et pentes faibles	6	0	0	0
L1-landines à loiseleurie couchée et/ou airelle des marais	0	4	0	0
L2-landes à raisin d'ours, genévrier nain et airelle des marais	0	0	4	4
L3-landes à rhododendron ferrugineux et airelle des marais	0	3	0	1

Tableau 41 : application de la clé du gradient de colonisation de la lande sur les relevés du Cemagref.

Tous les types de nardaies se retrouvent en bon état de conservation sur le gradient de colonisation de la lande. Les résultats paraissent au premier abord moins bons pour les landes au sens de la typologie de [Bornard et al. \(2006\)](#) :

- les relevés de landines nivales ne ressortent qu'en état altéré, voire favorable pour l'un d'entre eux ; sur le graphique, ces relevés se retrouvent bien dans la moitié basse du graphique correspondant à des plus faibles présences des espèces typiques des nardaies, mais leur positionnement n'est pas logique par rapport à leur état de conservation issu de la clé, même en ajoutant aux espèces typiques des landes d'autres espèces ligneuses comme *Loiseleria procumbens*. Comme nous n'avons pas échantillonné ce type de lande, la clé qui en résulte intègre notamment des critères de recouvrement du genévrier et du rhododendron, espèces qui ne sont pas présentes dans ce type de lande ; **la clé ne sera donc pas utilisable pour les landines nivales.**

- Les landes à genévrier et celles à rhododendron se retrouvent soit en état altéré, soit en état dégradé, soit en lande. Le seuil utilisé par [Bornard et al \(2006\)](#) pour caractériser une lande, fixé à 20 % de recouvrement de la strate ligneuse, est de notre point de vue bien trop faible. Nos résultats actuels ne font aussi que confirmer le choix de plusieurs utilisateurs de la typologie lors de la réalisation de cartes de végétation, qui ont créé des sous-types de « landes ouvertes » pour les faciès avec moins de 50 % de recouvrement de ligneux ([Bernard et al, 2007](#) ; [Magdinier, 2013](#)), qui correspondent à nos états de conservation altérés. Jouglet a pour les Alpes du sud créé 3 types de lande selon leur degré de fermeture : F2 pour les landes subalpines et alpines ouvertes à aireselles (recouvrement entre 20-50%), F3 pour les landes subalpines et alpines ouvertes à Genévrier ou à rhododendron (recouvrement ligneux < 80%), F4 pour les landes subalpines et alpines fermées (recouvrement ligneux > 80%). Il serait intéressant d'analyser les relevés ayant servi à construire cette typologie, car il semble y avoir de fortes convergences entre le type F2 et l'état de conservation altéré, le type F3 et l'état de conservation dégradé, et le type F4 avec les landes « vraies ».

- Sur le graphique de droite de la Figure 67, les relevés se retrouvent globalement dans des positions similaires aux nôtres : ceux classés en landes par la clé se retrouvent bien dans la partie droite et en bas correspond à une quasi absence des espèces typiques des nardaies et une dominance des espèces de lande. Ceux classés en état dégradé présentent aussi des forts recouvrement de lande mais ils ont encore une bonne proportion d'espèces typiques des nardaies. Ceux classés altérés se situent plus à gauche correspondant bien à un recouvrement des espèces de lande plus faible. Un seul relevé est atypique (L3-C20), avec une très faible proportion

d'espèces typiques des nardaies, qui correspondrait plus à des critères de lande. En analysant sa composition, nous nous apercevons qu'il est aussi affecté par l'eutrophisation (24 % de fétuque rouge et 36 % d'espèces eutrophes).

- sur le 3^{ème} graphique de la Figure 67, de nombreux relevés en bon état de conservation se situent en dessous de 30 % d'espèces sensibles à l'eutrophisation, qui correspond au niveau le plus haut pour les relevés jugés en état de conservation altéré ou dégradé. Si nous faisons les mêmes analyses que celles pour la Figure 35, ces relevés ne devraient pas être en bon état de conservation vis à vis de l'eutrophisation, ce qui ne se vérifie pas (voir plus loin). Il semble donc que pour ces relevés issus principalement du **type A10 correspondant à des pelouses nivales (Bornard et al., 2006), la clé pour évaluer l'état de conservation et la liste des espèces prises en compte ne soient pas pertinentes.**

L'application des critères de la clé sur le gradient d'eutrophisation a montré que de nombreux relevés de nardaie ressortaient en habitat dégradé par le seul critère de présence d'espèces du groupe « nitrophile élargi ». Plusieurs d'entre eux ne présentaient malgré tout que peu de fétuque rouge ou d'espèces eutrophes, et nous avons conclu que trois espèces de cette liste méritaient d'être rediscutées : *Agrostis alpina*, *A. capillaris* et *Cerastium arvense*. A la lumière de leur indice de niveau trophique, plusieurs espèces initialement retenues ont été sorties (*Achillea millefolium*, *Agrostis alpina*, *A. capillaris*, *Galium verum*, *Gentiana punctata*, *Hypericum maculatum*, *Rhinanthus minor*) lorsque leur indice de niveau trophique était entre 2 et 4, ou basculées dans la liste des espèces eutrophes (*Cerastium arvense*, *Carum carvi*, *Lathyrus pratensis*, *Trisetum flavescens*). Malgré son indice de niveau trophique de 7, *Poa alpina* a été maintenu dans le groupe des espèces eutrophes. Une fois la liste mise à jour (Tableau 49), les résultats sont les suivants :

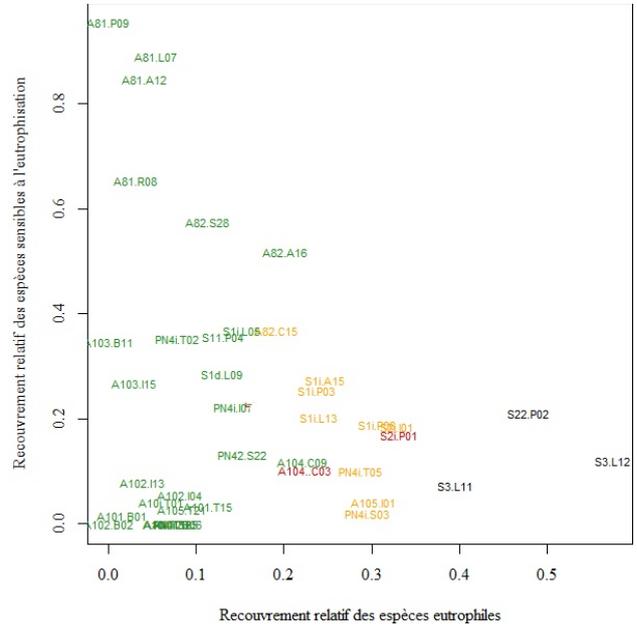
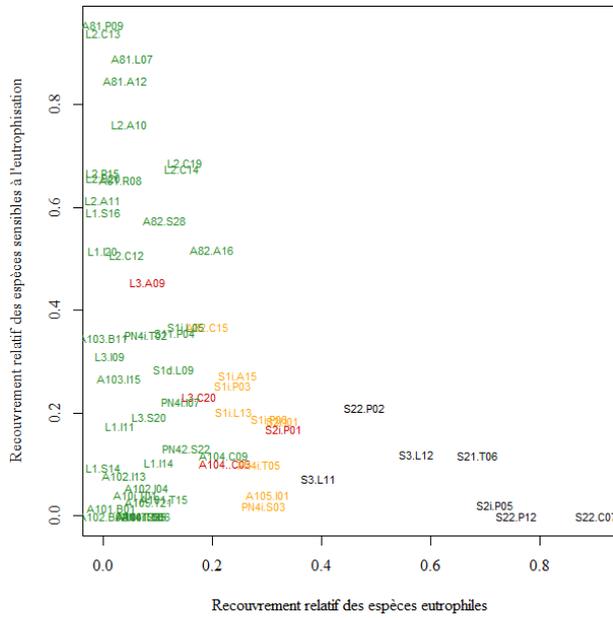
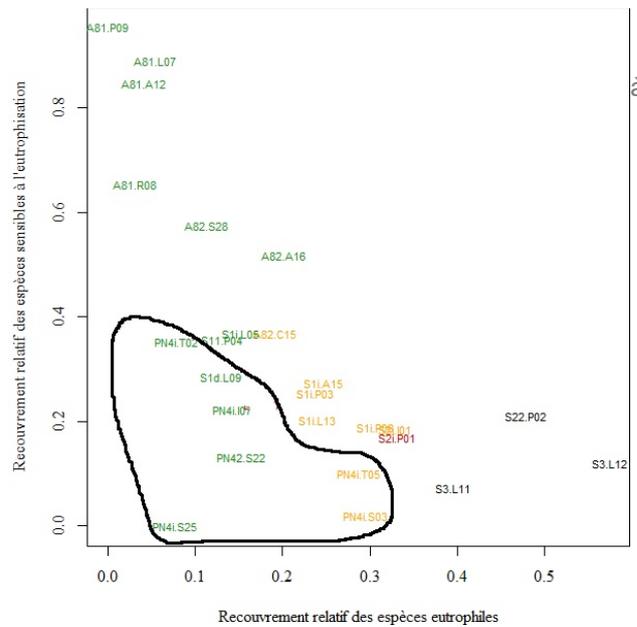


Figure 68 : position des relevés de nardaie le long du gradient d'eutrophisation en fonction du recouvrement relatif des espèces sensibles à l'eutrophisation (liste modifiée), selon les états de conservation obtenus en appliquant la clé.

Vert : état favorable (F) ; orange : altéré ;
rouge : dégradé ; noir : eutrophisé.

A gauche avec l'ensemble des relevés ; en haut et droite, en ayant enlevé les relevés extrêmement eutrophisés et ceux de lande ; en bas et droite, en ayant enlevé en plus les relevés du type A10



Etat de conservation	Favorable	Altéré	Dégradé	Habitat eutrophe
Type de végétation				
A8-pelouses à nard et Laïche toujours verte	6	0	1	0
S1-pelouses à nard et féтуque rouge	3	3	1	0
S2-pelouses à féтуque rouge	0	1	0	6
S3-pelouses à dactyle aggloméré	0	0	0	2
A10-pelouses nivales à vulpin de Gérard	13	1	1	0
PN4-pelouses alpines à plantain des Alpes des replats et pentes faibles	4	2	0	0
L1-landines à loiseleurie couchée et/ou airelle des marais	4	0	0	0
L2-landes à raisin d'ours, genévrier nain et airelle des marais	8	0	0	0
L3-landes à rhododendron ferrugineux et airelle des marais	4	0	0	0

Tableau 42 : application de la clé du gradient d'eutrophisation sur les relevés du Cemagref, avec la nouvelle liste d'espèces nitrophiles.

Comme prévu, les landes ne sont pas affectées par l'eutrophisation. Inversement, presque tous les relevés classés en type S2 et S3 sont logiquement classés en habitat eutrophisé. La différence avec le gradient précédent est la répartition hétérogène de l'état de conservation des relevés de nardaie. Les pelouses alpines et nivales des types A8, PN4 et A10 sont peu affectées par l'eutrophisation dans ce jeu de données : un seul relevé est classé avec la clé en état dégradé mais juste sur la limite avec altéré (66 % d'espèces eutrophes, pas d'espèces nitrophiles) et quatre sont en état altéré (50 %, 54 %, 63 % et 63% d'espèces eutrophes, pas d'espèces nitrophiles). Malgré tout, les relevés des types A10 et PN4 classés en état de conservation favorable se positionnent globalement dans le bas des graphiques de la figure 40, c'est à dire au niveau des relevés classés en état de conservation altéré ou dégradé voire d'habitats eutrophisés, car ils comportent peu d'espèces de nardaie sensibles à l'eutrophisation. **Ces résultats confirment que ces types A10 et PN4 doivent être considérés comme ne faisant pas partie du champs d'application de la méthode d'évaluation.**

Les pelouses à nard et féтуque rouge (type S1) sont en revanche globalement affectées par l'eutrophisation, puisque seulement trois relevés sur les sept sont classés en état de conservation favorable. Les trois relevés altérés ne présentent pas d'espèces nitrophiles mais ont un fort recouvrement d'espèces eutrophes (46 %, 54 % ou 62%) et le relevé dégradé présente 2 % de Triseté et surtout 72 % d'espèces eutrophes. Ces résultats semblent corroborer les observations des agents du parc national d'eutrophisation assez générale des pelouses subalpines d'alpages en lien avec les pratiques pastorales actuelles (parcs de nuit pour les ovins, conduite en repas voire épandage de lisier pour les alpages bovins laitiers), et l'on ne peut omettre non plus les effets des dépôts azotés atmosphériques.

Les relevés de pelouses à nard et féтуque rouge (type S1) se situent tous en dessous des relevés du type A8 sur la Figure 68, ce qui pourrait laisser penser à un effet confondant de l'altitude. L'analyse des altitudes montre que ce n'est pas vraiment le cas : les relevés en bon état de conservation sont globalement plus en altitude (de 2100 à 2540 m) que ceux en état de conservation altéré (de 1900m à 2250 m) mais avec chevauchement. Nous retrouvons des résultats similaires pour notre jeu de données :

Etat de conservation	Favorable	Altéré	Dégradé	Eutrophe
Altitudes des relevés	2160 à 2620 m	1790 à 2410 m	1770 à 2280 m	1890 à 2210 m

Tableau 43 : altitude des relevés de nardaie par état de conservation.

Nous pensons que ce constat s'explique plutôt par le fait que les pratiques pastorales plus intensives conduisant à l'eutrophisation ont préférentiellement lieu dans les parties basses des alpages car ils sont plus faciles d'accès.

3.2.13- Conclusion pour les nardaies : liste des « espèces typiques », proposition d'une grille « experts », domaine de validité, limites

Le premier apport de notre étude est la proposition de seuil pour discriminer les nardaies d'intérêt communautaire prioritaire. Celui-ci est fixé à la présence de 27 espèces sur un relevé exhaustif de végétation, qu'il soit réalisé par la méthode phytosociologique ou par points-contacts.

Toutes les analyses précédentes confirment que les clés proposées pour les gradients de colonisation de la lande et d'eutrophisation sont à conserver en l'état. Seules sont à modifier légèrement les listes d'espèces constituant les différents indicateurs utilisés (voir Tableau 49).

Il est intéressant à ce stade de comparer les listes d'espèces « typiques » retenues pour diagnostiquer l'état de conservation et celles caractéristiques des nardaies au sens phytosociologique (voir chapitre 1.1.1) :

	Espèces déterminantes ou caractéristiques des nardaies (au sens phytosociologique)	Espèces abondantes et recouvrantes (aspect physiologique)	Autres espèces citées dans le guide
Espèces « typiques » état de conservation favorable	<i>Gentiana acaulis</i> <i>Geum montanum</i>	<i>Gentiana acaulis</i> <i>Geum montanum</i>	<i>Botrychium lunaria</i> <i>Trifolium alpinum</i>
Espèces sensibles à l'eutrophisation retenues pour l'indicateur	<i>Antennaria dioica</i> <i>Arnica montana</i> <i>Avenella flexuosa</i> <i>Nardus stricta</i>	<i>Arnica montana</i>	<i>Carex sempervirens</i> <i>Homogyne alpina</i> <i>Mutellina adonidifolia</i>
Espèces sensibles à la colonisation ligneuse retenues pour l'indicateur		<i>Festuca rubra</i> gr.	<i>Campanula scheuchzeri</i> <i>Potentilla aurea</i> <i>Viola calcarata</i>
Espèces indicatrices des états altérés/dégradés sur le gradient d'eutrophisation			<i>Crepis aurea</i> <i>Ranunculus montanus</i> gr. <i>Viola calcarata</i>
Espèces indicatrices des états altérés/dégradés sur le gradient de colonisation ligneuse	<i>Arnica montana</i>	<i>Arnica montana</i>	<i>Astrantia minor</i>
Espèces indicatrices des habitats eutrophisés		<i>Festuca rubra</i> gr.	
Espèces indicatrices des landes	<i>Avenella flexuosa</i> <i>Campanula barbata</i>		
Espèces indifférentes à l'eutrophisation et à la colonisation ligneuse			
Autres espèces non indicatrice pour évaluer l'état de conservation	<i>Alopecurus gerardii</i> et <i>Ranunculus kuepferi</i> (voir nardaies des combes à neige) <i>Gentiana purpurea</i> <i>Luzula alpina</i>	<i>Ajuga pyramidalis</i> <i>Alopecurus gerardii</i> <i>Coeloglossum viride</i> <i>Gentiana purpurea</i> <i>Pseudorchis abida</i> <i>Ranunculus kuepferi</i>	<i>Crepis conyzifolia</i> <i>Dactylorhiza sambucina</i> <i>Dianthus pavonius</i> <i>Gymnadenia nigra</i> <i>Hypericum maculatum</i> (mais classée compagne des espèces eutrophes) <i>Meum athamanticum</i> <i>Pedicularis rostratospicata</i> <i>Scorzoneroides pyrenaica</i>
Espèces « typiques » de l'état de conservation favorable non citées dans le guide	<i>Anemone vernalis</i> <i>Carex pilulifera</i> <i>Festuca ovina</i> aggr. <i>Galium pumilum</i> <i>Helictochloa versicolor</i>	<i>Luzula multiflora</i> <i>Myosotis alpestris</i> <i>Phyteuma betonicifolia</i> <i>Phyteuma globulariifolium</i> <i>Pilosella officinarum</i>	<i>Poa chaixii</i> <i>Potentilla grandiflora</i> <i>Scabiosa lucida</i> <i>Selaginella selaginoides</i> <i>Sempervivum montanum</i>

Tableau 44 : répartition des espèces dans le guide des habitats naturels et semi-naturels des Alpes (Villaret et al., 2019) selon leur caractère indicateur de l'état de conservation.

Le Tableau 44 confirme bien les études précédentes et notamment ceux pilotés le MNHN (Maciejewski, 2010 ; Maciejewski et al, 2016) qui mettent en garde sur la distinction à faire entre les espèces caractéristiques de l'habitat au sens phytosociologique et les espèces « typiques » pour diagnostiquer l'état de conservation. Il y a (heureusement) de nombreuses espèces communes dans les deux listes, mais aussi de nombreuses différences et notamment :

- des espèces « typiques » pour diagnostiquer l'état de conservation qui ne sont pas caractéristiques des nardaies au sens phytosociologique,

- des espèces qui de manière plus gênante sont considérées comme caractéristique des nardaies mais qui sont considérées être indicatrices des dégradations (deux espèces affectées aux landes et une espèce affectés aux habitats eutrophes).

Pour les autres gradients étudiés, notre jeu de données est trop pauvre pour aboutir à des propositions fiables. Il semble néanmoins que la dégradation du tapis végétal et le développement des espèces monopolistes ou en rosettes affectent un peu l'état de conservation, mais ces facteurs ne sont pas indépendants des deux gradients principaux d'eutrophisation et de colonisation par la lande. Des seuils à tester peuvent être proposés, sur la base des relevés dont la proportion des espèces « typiques » des nardaies passe en dessous du seuil de 20 %, mais des relevés de végétation supplémentaires seraient à faire pour ensuite les confirmer.

Nos résultats vont dans le sens d'une indépendance des gradients ; les relevés affectés par plusieurs facteurs semblent classés le plus souvent dans l'état le moins bon : dégradé + altéré = dégradé, altéré + altéré = altéré. Par rapport aux grilles déjà élaborées sous l'égide du Muséum National d'Histoire Naturelle pour d'autres milieux (Maciejewski et al., 2015, pour les pelouses calcicoles...), nous ne jugeons pas nécessaire à ce stade de proposer à l'échelle des unités évaluées une grille aboutissant à des notes, qui en étant ajoutées définissent l'état de conservation. La grille proposée pour les nardaies abouti directement aux états de conservation. L'état de conservation final à l'échelle de l'unité évaluée sera le niveau le plus mauvais des différents indicateurs notés (voir Tableau 47).

Grâce au test sur des relevés anciens en intégrant divers faciès relevant des nardaies, nous pouvons préciser que le domaine de validité de cette grille se restreint à certains faciès de nardaies :

- pour l'approche phytosociologiques aux alliances du *Nardo strictae* – *Agrostion tenuis* Sillinger 1933 et du *Campanulo barbatae* - *Potentillion aureae* B. Foucault 1994, hormis les associations proches des combes à neige telle que le *Ranunculo pyrenaei* - *Alopecuretum gerardii* (Lippmaa 1933) Guin. 1938 ;
- pour les approches « végétation pastorale » aux types S1-S2(-S3)-A8-L2-L3 de la typologie des végétations de Vanoise (Bornard et al., 2006) ou aux types F2-F3(-F4)(-RA2)-PI2-PI3-PI4 de la typologie des végétations des Alpes du sud (Jouglet, 1999) ; les types A10 (Bornard et al., 2006) et PN1, PN2, PN4 (Jouglet, 1999) ne peuvent pas être évalués avec la grille proposée. L'application sur les types P11 (Jouglet, 1999) devra être testée, car il n'y a pas d'équivalent en Vanoise (voir intitulé des types en annexe 10).

Les grilles proposées dans les guides du MNHN intègrent également d'autres critères à l'échelle des unités évaluées : atteintes locales, indicateurs de composition faunistique. La présente étude n'aborde pas ou peu ces critères. Seul l'indicateur lié au sol nu correspond bien au critère d'atteinte locale, mais notre jeu de données ne permet pas de faire des propositions étayées d'indicateur avec seuils. Malgré une campagne de terrain complémentaire en été 2020, des relevés complémentaires dans des contextes d'atteintes plus fortes sont à réaliser afin de compléter la grille.

Pour la faune, nous travaillons en partenariat avec l'association Flavia et le Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE) de Montpellier pour construire des indicateurs ciblant les papillons et les insectes coprophages. Des propositions pourront peut-être être faites dans les années à venir.

Évaluation de l'état de conservation à l'échelle du site :

Les grilles proposées dans les guides du MNHN proposent différentes méthodes pour passer de l'évaluation à l'échelle stationnelle à celle du site. Nous proposons pour les pelouses d'altitude une méthode se rapprochant de celle proposée par L. Maciejewski pour les pelouses calcicoles (Maciejewski et al., 2015). Nous reprenons la méthode passant par le calcul des pourcentages d'unités (surface des polygones ou nombre de placettes) évaluées à l'échelle du site par niveau

d'état de conservation. Mais ensuite, au lieu de regarder dans un deuxième temps le pourcentage dont l'état de conservation est 'favorable', 'altéré', ou 'dégradé' à partir d'une grille à 5 modalités, nous proposons d'appliquer une formule simple :

$$\text{note} = 100 - \% \text{altéré} - 1,5 \times \% \text{dégradé}.$$

L'avantage est d'obtenir des notes plus progressives et de donner plus de poids aux états dégradés. A titre d'information, nous présentons ci-dessous un tableau des résultats :

%Alt \ %Deg	0	10	20	30	40	50	60	70
0	100	90	80	70	60	50	40	30
10	85	75	65	55	45	35	25	15
20	70	60	50	40	30	20	10	0
30	55	45	35	25	15	5	-5	-15
40	40	30	20	10	0	-10	-20	
50	25	20	15	10	5	0		
60	10	5	0	-5	-10			
70	-5	-10	-15	-20				

Tableau 45 : notes obtenues en fonction de la répartition des unités selon les états de conservation 'favorable', 'altéré' et 'dégradé'

(vert = favorable à l'échelle du site, orange = altéré à l'échelle du site, rouge = dégradé à l'échelle du site, grisé = valeurs impossibles).

Les grilles proposées dans les guides du MNHN intègrent également d'autres critères à l'échelle du site : évolution des surfaces, connectivité, atteintes diffuses.

L'indicateur « connectivité » nous semble peu pertinent dans notre contexte de pelouses subalpines et alpines, où les milieux ouverts occupent de grandes surfaces d'un seul tenant et où les infrastructures conduisant à la fragmentation des habitats sont globalement peu présentes. L'indicateur proposé par L. Maciejewski pour les pelouses calcicoles (Maciejewski et al., 2015) serait éventuellement à intégrer dans les cas de sites où sont présents des domaines skiabiles, car les pistes de ski terrassées et les infrastructures (pistes carrossables, remontées mécaniques) peuvent conduire à la fragmentation des habitats.

L'indicateur « surface de l'habitat » est dans les méthodes existantes limité à deux possibilités : si la surface de l'habitat est stable ou en progression, la note pour juger l'état de conservation n'est pas affectée, alors que pour toute régression de surface, la note perd 10 points. Cette approche nous semble réductrice, car elle ne tient compte ni de la surface originelle de l'habitat, ni de sa rareté intrinsèque, ni de son intérêt patrimonial, ni du niveau de perte. Nous proposons une grille générale tenant compte de ces critères supplémentaires :

Evolution surfaces contexte habitat	Stable ou augmentation	Perte 1 à 10 %	Perte 10 à 25 %	Perte 25 à 50 %	Perte > 50 %
Rare, patrimonial (prioritaire) habitat ponctuel (<1 % site)	Favorable 0	Altéré -40	Dégradé -60	Dégradé -80	
Peu commun, prioritaire ou non peu recouvrant (<5%)	Favorable 0	Altéré -30	Altéré -50	Dégradé -60	Dégradé -80
Commun assez recouvrant (>5%)	Favorable 0	Favorable -20	Altéré -40	Dégradé -60	Dégradé -80
Commun très recouvrant, dominant	Favorable 0	Favorable -10	Altéré -30	Altéré -50	Dégradé -60

Tableau 46 : grille de notation ou de caractérisation de l'état de conservation pour l'indicateur « surface de l'habitat ».

Les nardaies ne sont retenues dans la Directive Habitats que sous leur forme « riches en espèces » en tant qu'habitat d'intérêt communautaire prioritaire. Néanmoins, cet habitat est considéré commun dans les Alpes et assez recouvrant (Villaret et al, 2019) ; la grille à utiliser correspondrait alors à la 3^{ème} ligne du tableau 16.

L'indicateur « atteintes diffuses au niveau du site » ne semble pas non plus adapté à notre contexte. Les cas indiqués par L. Maciejewski pour les pelouses calcicoles (Maciejewski et al., 2015), soit la surfréquentation du public ou la surdensité d'herbivores sauvages, concernent notre contexte de pelouses subalpines et alpines de façon marginale, et nous ne voyons pas quelles autres atteintes diffuses pourraient concerner les nardaies. Par défaut, nous reprenons néanmoins, en l'adaptant un peu, la grille proposée par L. Maciejewski pour les pelouses calcicoles.

Évaluation de l'état de conservation des nardais subalpines et alpines (UE 6230) - Grille d'analyse (déc 2020)

Clé de classification de l'habitat au niveau de l'unité évaluée	Critères complémentaires à titre d'information pouvant aider l'évaluateur	Classification vis-à-vis de la directive Habitats
Au moins 2 des critères suivants vérifiés : - présence d'au moins 27 espèces végétales localement - présence d'au moins 24 espèces végétales à recouvrement > 1% - présence d'au moins 12 espèces végétales à recouvrement > 5%	Présence de certaines espèces : <i>Amica montana</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>V. uliginosum</i> , <i>V. vitis-idaea</i> , <i>Rhododendron ferrugineum</i> , <i>Avenella flexuosa</i> , <i>Homogyne alpina</i> , <i>Bistorta vivipara</i> , <i>Leontodon hispidus</i> , <i>Soldanella alpina</i> , <i>Crocus vernus</i> , <i>Helianthemum nummularium</i> , <i>Potentilla erecta</i> , <i>Pedicularis cenisia</i> , <i>Pilosella lactucella</i> , <i>Antennaria dioica</i> , <i>Viola calcarata</i> .	Habitat d'intérêt communautaire prioritaire → évaluation état de conservation : voir ci-dessous
Au moins 2 des critères suivants vérifiés : - nombre d'espèces végétales présentes localement < 27 - nombre d'espèces végétales à recouvrement > 1% < 24 - nombre d'espèces végétales à recouvrement > 5% < 12	<ul style="list-style-type: none"> • nard très recouvrant (> 66 %) et/ou recouvrement inhabituellement élevé d'espèces compagnes (<i>Gentiana punctata</i>, <i>Gentiana acaulis</i>, <i>Helictichloa versicolor</i>, <i>Potentilla aurea</i>, <i>Trifolium alpinum</i>, <i>Geum montanum</i>, <i>Anemone vernalis</i>), • haute altitude (> 2400m en Vanoise) ou contextes plus froids avec fort recouvrement de <i>Carex curvula</i> ou <i>Alopecurus gerardii</i>. • Certaines espèces plutôt fréquentes sont absentes : <i>Amica montana</i>, <i>Vaccinium myrtillus</i>, <i>V. uliginosum</i>, <i>V. vitis-idaea</i>, <i>Juniperus nana</i>, <i>Rhododendron ferrugineum</i>, <i>Avenella flexuosa</i>, <i>Homogyne alpina</i>, <i>Bistorta vivipara</i>, <i>Leontodon hispidus</i>, <i>Soldanella alpina</i>, <i>Crocus vernus</i>, <i>Helianthemum nummularium</i>, <i>Potentilla erecta</i>, <i>Pedicularis cenisia</i>, <i>Pilosella lactucella</i>, <i>Antennaria dioica</i>, <i>Viola calcarata</i>. 	Habitat ne relevant pas de la Directive Habitats

PARAMÈTRE	CRITÈRE	TYPE D'ALTERATION	Clé de caractérisation de l'état de conservation au niveau de l'unité évaluée	Etat de conservati	
Composition, structure, fonctions	Structure de la végétation	Gradient de colonisation par la lande Clé n°1 pour une utilisation à partir de relevés de végétation	Recouvrement total des ligneux ≤ 25 %	Favorable	
			Recouvrement total des ligneux > 25 %	altéré	
		Conditions non remplies	Recouvrement cumulé des espèces sensibles à la colonisation de la lande ≥ 15 %	dégradé	
			Recouvrement cumulé des espèces sensibles à la colonisation de la lande < 15 %	lande	
	Composition spécifique	Gradient d'eutrophisation Clé 2020 pour une utilisation à partir de relevés de végétation	Recouvrement cumulé des espèces eutrophes < 100 %	Favorable	
			Recouvrement cumulé des espèces eutrophes ≥ 100 %	altéré	
		Recouvrement cumulé des espèces eutrophes ≥ 100 %	Aucune espèce nitrophile à recouvrement ≥ 10% et recouvrement de <i>Trifolium repens</i> < 25% et recouvrement de <i>Trifolium pratense</i> < 25% et recouvrement de <i>Alchemilla sect. Alchemilla</i> < 70% et recouvrement de <i>Festuca rubra</i> agr. < 60%	Autre option: Recouvrement cumulé des espèces sensibles à l'eutrophisation ≥ 25 %	dégradé
			Présence d'au moins une espèce nitrophile à recouvrement ≥ 10% ou recouvrement de <i>Trifolium repens</i> ≥ 25% ou recouvrement de <i>Trifolium pratense</i> ≥ 25% ou recouvrement de <i>Alchemilla sect. Alchemilla</i> ≥ 70% ou recouvrement de <i>Festuca rubra</i> agr. ≥ 60%	Autre option: Recouvrement cumulé des espèces sensibles à l'eutrophisation < 25 %	habitats eutrophes
	EC de l'unité évaluée		Est retenu le plus mauvais état des indicateurs « structure de la végétation » et « composition floristique »		

Tableau 47 : grille retenue pour évaluer l'état de conservation des nardais alpins et subalpines à l'échelle locale.

PARAMÈTRE	CRITÈRE (pour l'habitat à l'échelle du site)	INDICATEUR		MODALITÉ	Etat de conservation
		Description des indicateurs			
Surface couverte	Surface de l'habitat	Evolution de la surface (indiquer les causes de l'évolution)	stable ou en augmentation	Favorable (0)	
			perte de 1 à 10 %	Favorable (-20)	
			perte de 10 à 25 %	Altéré (-40)	
			perte de 25 à 50 %	Dégradé (-60)	
Composition, structure, fonctions, altérations de la végétale	Synthèse de l'évaluation à l'échelle de l'ensemble des unités évaluées	Formule à partir des % des différents états de conservation obtenus pour chaque unité évaluée	Perte >50 %	Dégradé (-80)	
			selon les modalités d'évaluation : % de surface en cas d'évaluation par polygones ou % du nombre de placettes en cas d'évaluation par échantillon nage ponctuel (voir grille pour visualiser résultats)		Note = 100 - % altéré - 1,5 x dégradé
			Atteintes négligeables ou nulles	Favorable (0)	
			Atteintes moyennes (ponctuelles, maîtrisées)	Favorable (-10)	
Altérations	Atteintes "diffuses" au niveau du site	Atteintes dont l'impact est difficilement quantifiable en surface	Atteinte(s) importante(s), dynamique de l'habitat non remise en cause	Altéré (-40)	
			Atteinte(s) importante(s), dynamique de l'habitat remise en cause	Dégradé (-60)	
			Somme des notes puis application de la grille (<40 dégradé, [40-70] altéré, [70-100] favorable)		total

Tableau 48 : grille retenue pour évaluer l'état de conservation des nardaies alpines et subalpines à l'échelle d'un site.

Liste complète des espèces indicatrices utilisables pour évaluer l'état de conservation des nardaies

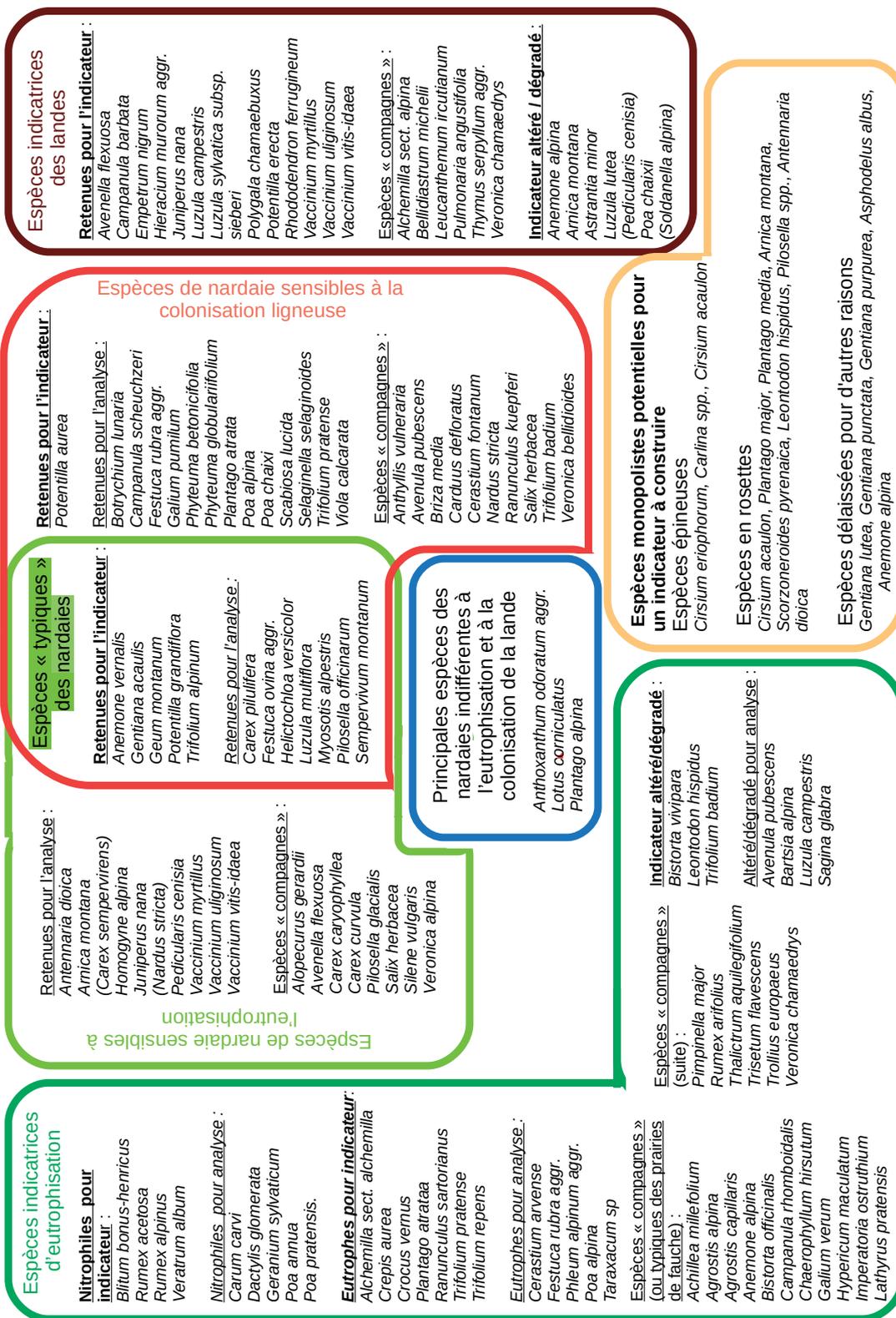


Tableau 49 : Listes des espèces indicatrices pour diagnostiquer l'état de conservation des nardaies alpines et subalpines

3.2.14- Test des clés, proposition de clés simplifiées de terrain

Nous avons conscience que les clés proposées sont notoirement plus exigeantes que les grilles existantes pour d'autres milieux, notamment les pelouses calcicoles (Maciejewski et al., 2015), car elles nécessitent la reconnaissance d'espèces plus difficilement identifiables sur le terrain comme *Festuca rubra* gr., ou d'estimer le recouvrement cumulé de plusieurs espèces différentes (gradient d'eutrophisation). Aussi, avant de les diffuser, nous avons eu l'opportunité de les tester dans le cadre du programme Alcotra Biodiv'Alp (Fargeat, 2020), avec en complément un test ponctuel dans le Parc national du Mercantour (Rauzier, 2020).

Les auteurs de cette étude ont ainsi pu repasser sur l'ensemble des placettes ayant servies à l'élaboration de ces clés pour les utiliser en suivant un protocole adapté (voir annexe 10). Les objectifs étaient :

- de comparer les états de conservation obtenus sur les lignes relevées en points-contacts avec ceux obtenus en appliquant les clés sur des placettes plus grandes, d'abord en faisant une estimation des indicateurs « à l'œil », méthode qui devrait être celle utilisée en routine si la méthode est validée, puis en faisant une estimation plus précise grâce à une estimation des différents indicateurs par une méthode simplifiée de points-contacts. Cette comparaison devait aussi permettre de vérifier que le changement de méthode et d'échelle de perception n'engendre pas de biais.
- d'estimer la faisabilité d'estimer « à l'œil » les différents indicateurs : quelles sont les erreurs liées à l'opérateur ? Sont-elles systématiques engendrant un biais ?

Pour la clé du gradient de colonisation par la lande :

La comparaison globale des états de conservation selon les méthodes utilisées donnent des résultats globalement cohérents (voir Tableau 50), les différences notables concernent la séparation des landes et des états de conservation dégradés :

		EC donné par la ligne de lecture			
		F	A	D	X
EC donné par la clé pt-contact	F	34	2	0	0
	A	5	9	2	1
	D	0	1	9	5
	X	0	0	0	0

		EC donné par la ligne de lecture			
		F	A	D	X
EC donné par la clé "à l'œil"	F	34	4	1	0
	A	3	6	3	0
	D	0	0	11	0
	X	0	1	1	4

Cohérence globale des résultats : 76 %

Cohérence globale des résultats : 81 %

		EC donné par la clé pt-contact			
		F	A	D	X
EC donné par la clé "à l'œil"	F	32	4	0	0
	A	5	7	5	0
	D	0	0	11	4
	X	0	0	0	0

Cohérence globale des résultats : 74 %

Tableau 50 : Comparaison des évaluations issues de la méthode d'analyse des données, par l'utilisation de la clé pt-contact et par la clé à l'œil

Cette bonne cohérence globale est à mettre au crédit de la bonne estimation de l'indicateur « recouvrement des ligneux », qui est l'indicateur principal de la clé. Notamment, la forme de la droite de régression horizontale (voir Figure 69) montre que les opérateurs ont estimé cet indicateur sans biais. La comparaison entre les valeurs obtenues sur les lignes de lecture initiales et celles obtenues sur les placettes pour tester les clés restent cohérentes puisque la droite de régression est proche de la médiane (voir Figure 72) ; il n'y a donc pas non plus de biais lié au changement d'échelle.

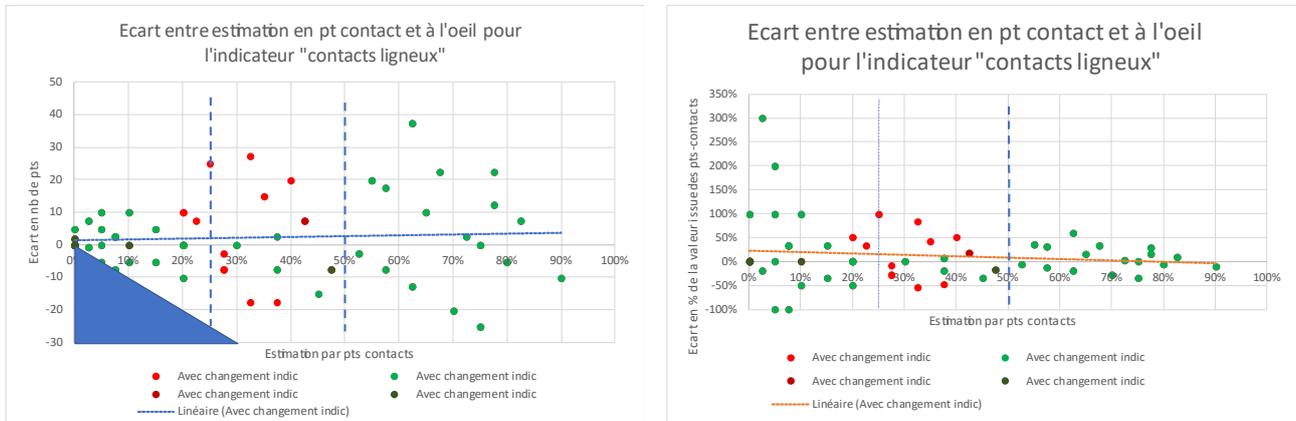


Figure 69 : Ecart entre estimation en point-contact et à l'œil pour l'indicateur « contacts ligneux » ; écart en valeur absolu (à gauche) et en pourcentage (à droite) ; les points en rouge correspondent aux placettes changeant d'état de conservation.

Pour les faibles recouvrements des ligneux (<25%), les deux opérateurs ont fait des estimations à +/-10 points, conduisant à un déclassement de l'état de conservation pour seulement 5 des 37 placettes par la méthode « à l'œil », et ces 5 placettes avaient un recouvrement par points-contacts entre 20 et 25 % ; ces écarts sont donc tout à fait acceptables.

Entre 25 % et 50 % de recouvrement des ligneux par la méthode des points-contacts, les différences sont plus fréquentes. Lorsqu'il y a sous-estimation « à l'œil » du recouvrement, il y a un surclassement de l'état de conservation puisque la clé n'utilise que cet indicateur. En revanche, lorsqu'il y a sur-estimation du recouvrement « à l'œil », l'autre indicateur utilisé dans la clé, le « recouvrement cumulé du genévrier et du rhododendron » permet de rattraper ces erreurs (voir Figure 70).

Au delà de 50 % de recouvrement des ligneux par la méthode des points-contacts, les différences restent du même ordre de grandeur que dans le cas précédent, et pour celles où il y a eu sous-estimation du recouvrement à l'œil, il n'y a aucune conséquence sur l'évaluation de l'état de conservation. Les 5 placettes évaluées « à l'œil » en état de conservation altéré est la conséquence d'une sous-estimation de l'indicateur « recouvrement cumulé du genévrier et du rhododendron » (voir Figure 70).

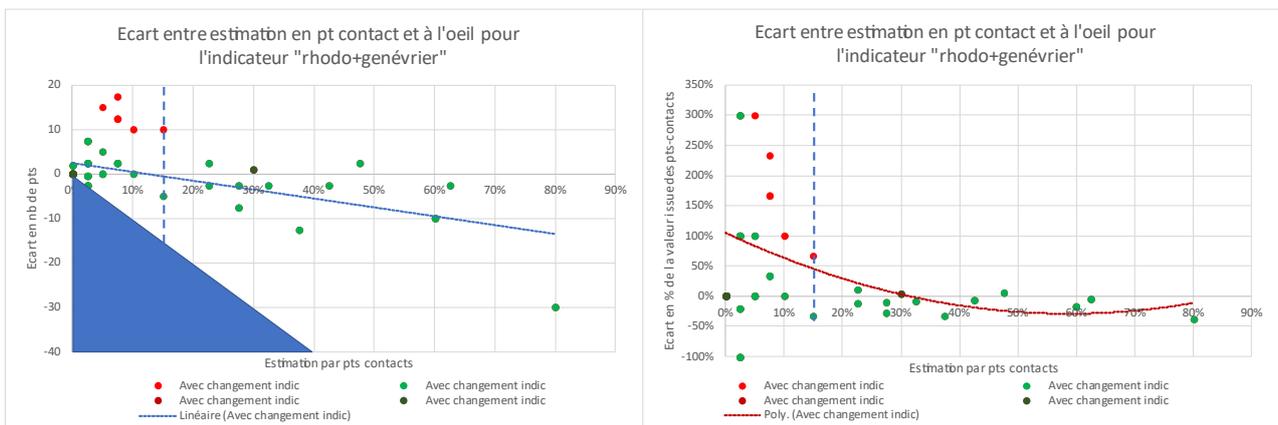


Figure 70 : Ecart entre estimation en point-contact et à l'œil pour l'indicateur « rhodo + genévrier » ; écart en valeur absolu (à gauche) et en pourcentage (à droite) ; les points en rouge correspondent aux placettes changeant d'état de conservation.

L'indicateur « recouvrement cumulé des espèces sensibles à la colonisation de la lande » pose enfin problème puisqu'il est à l'origine des différences d'évaluation entre les landes et l'état de conservation dégradé :

- la courbe de régression montre qu'il y a un biais d'évaluation avec une sous-estimation systématique « à l'œil » de la valeur obtenue par points-contacts, jugée plus pertinente, de

l'ordre de 20 à 80 % (voir Figure 71). En conséquence, les 4 placettes jugées « en lande » à l'œil » se retrouvent finalement en état de conservation dégradé avec les points-contacts.

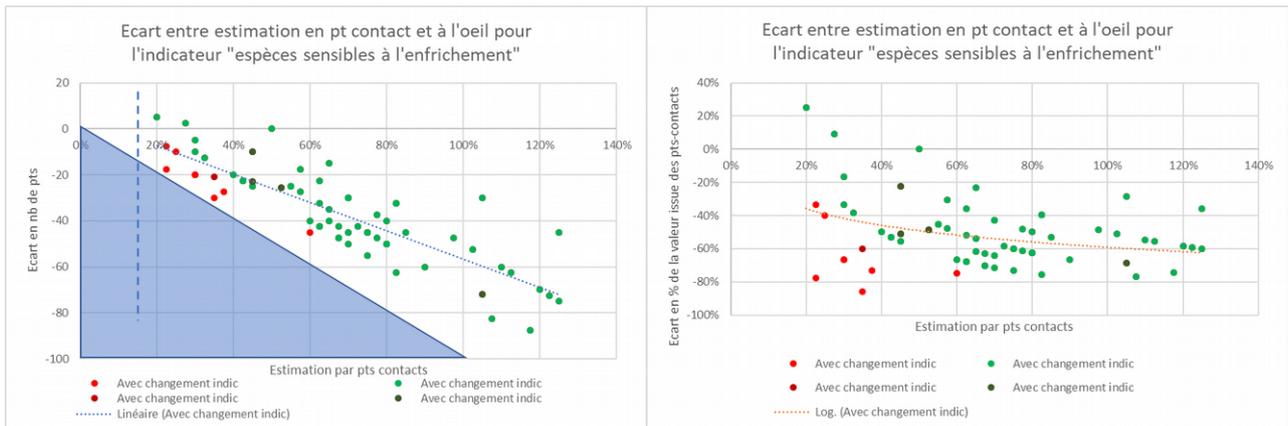


Figure 71 : Ecart entre estimation en point-contact et à l'œil pour l'indicateur « recouvrement cumulé des espèces sensibles à l'enfrichement » ; écart en valeur absolue (à gauche) et en pourcentage (à droite) ; les points en rouge correspondent aux placettes changeant d'état de conservation.

- Toutes les valeurs mesurées à l'aide de la méthode simplifiée des points-contacts dépassent le seuil des 15 % constituant la limite pour basculer d'un état de conservation défavorable à un habitat de lande (voir Figure 72). La comparaison entre les valeurs mesurées sur les lignes de lecture initiales et celles sur les placettes carrées montre qu'il y a un biais : le changement d'échelle induit un changement assez radical de la mesure pour les sites évalués initialement en état de conservation dégradés ou en lande ; nous émettons l'hypothèse que la ligne a été implantée en recherchant localement la lande la plus typique, alors qu'à côté devaient perdurer quelques lambeaux de nardaies qui sont contactées en passant à la méthode des placettes carrées.

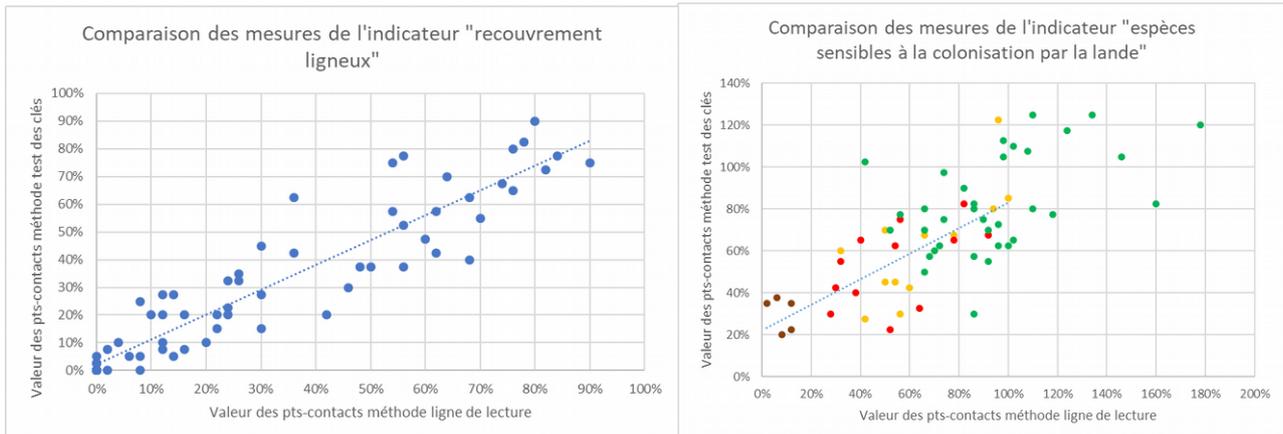


Figure 72 : Comparaison des mesures des indicateurs « recouvrement ligneux » (à gauche) et « recouvrement cumulé des espèces sensibles à la colonisation par la lande » (à droite) selon l'échelle de perception.

Il ressort également du test (Fargeat, 2020), que les indicateurs composites intégrant de nombreuses espèces sont très difficiles à évaluer « à l'œil », d'autant plus que la liste intègre des espèces discrètes (comme le botryche ou la sélaginelle) ou des graminoïdes. Nous avons donc cherché à simplifier cette liste, et après quelques essais, deux nouveaux indicateurs semblent pertinents en ne conservant que 5 espèces *a priori* faciles à repérer sur le terrain : *Anemone vernalis*, *Gentiana acaulis*, *Geum montanum*, *Potentilla aurea*, *Potentilla grandiflora*, *Trifolium alpinum*. Le changement d'échelle en passant des relevés en points-contacts sur la ligne à une placette carrée ne semble pas induire de biais d'après la droite de corrélation (voir Figure 73), même si les différences de valeurs sont parfois notables. Deux indicateurs peuvent être proposés à partir de cette liste restreinte pour la nouvelle clé d'évaluation (voir Tableau 54) :

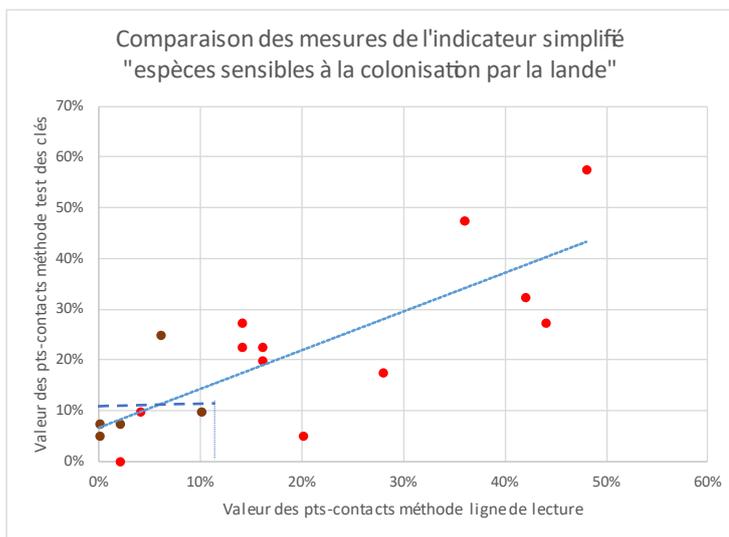


Figure 73 : Comparaison des mesures de l'indicateur simplifié « espèces sensibles à la colonisation par la lande ».

- soit comme précédemment le recouvrement cumulé de ces 5 espèces avec un seuil à 10 % pour séparer les landes des états dégradés,
- soit le nombre d'espèces de la liste qui dépassent individuellement le seuil de 5 % de recouvrement. Les landes sont caractérisées par leur absence, les états dégradés par leur présence.

Nous avons cependant conscience de la difficulté de repérer et bien estimer le recouvrement de ces espèces lorsqu'elles sont « noyées » au sein d'une strate ligneuse fournie.

Pour la clé n°1 du gradient d'eutrophisation :

La comparaison globale des états de conservation selon les méthodes utilisées donnent des résultats globalement cohérents (voir Tableau 51), les différences notables concernent principalement une évaluation plus favorable lors de la phase de test que sur les lignes initiales :

		EC donné par la ligne de lecture			
		F	A	D	X
EC donné par la clé pt-contact	F	35	8	1	0
	A	2	10	3	0
	D	0	3	2	2
	X	0	0	0	2

Cohérence globale des résultats : 72 %

		EC donné par la ligne de lecture			
		F	A	D	X
EC donné par la clé "à l'œil"	F	36	16	2	0
	A	1	4	3	0
	D	0	0	0	2
	X	0	1	1	2

Cohérence globale des résultats : 62 %

		EC donné par la clé pt-contact			
		F	A	D	X
EC donné par la clé "à l'œil"	F	44	8	2	0
	A	0	7	1	0
	D	0	0	2	0
	X	0	0	2	2

Cohérence globale des résultats : 81 %

Tableau 51 : Comparaison des évaluations issues de la méthode d'analyse des données, par l'utilisation de la clé point-contact et par la clé à l'œil

Les différents indicateurs utilisés dans cette clé sont de type composites, cumulant le recouvrement cumulé de plusieurs espèces qui se sont révélées indicatrices. Deux problèmes principaux expliquent les différences obtenues :

- le changement de protocole et d'échelle pour la méthode des points-contacts donnent des résultats cohérents, sauf pour l'indicateur « recouvrement de la fétuque rouge » où nous notons un biais entre les 2 campagnes (voir Figure 74) : de nombreuses placettes où le taxon n'a pas été noté ou de manière éparse sur la ligne de lecture initiale présentait des recouvrements finalement non négligeables sur la placette carrée (entre 5% et 20%). Entre 10 et 25 % de recouvrement noté sur la ligne, il y a de grosses différences mais sans biais (autant de valeurs au-dessus ou en dessous de la médiane). Mais au-delà de 25 % de recouvrement noté sur la ligne, le taxon se retrouve globalement moins fréquent sur la placette. Ce constat explique la plupart des différences d'évaluation de l'état de conservation (altérés sur la ligne, favorable sur la placette) puisque le seuil utilisé par la clé est 25 % (voir Figure 75). Les différences d'appréciation avec la méthode « à l'œil » sont aussi très fortes, car ce taxon est très difficile à repérer dans le tapis végétal. Nous confirmons donc ici la non pertinence de cet indicateur pour une évaluation sur le terrain, et de fait aussi pour l'indicateur « espèces eutrophes » qui intègre aussi ce taxon (voir Figure 76).

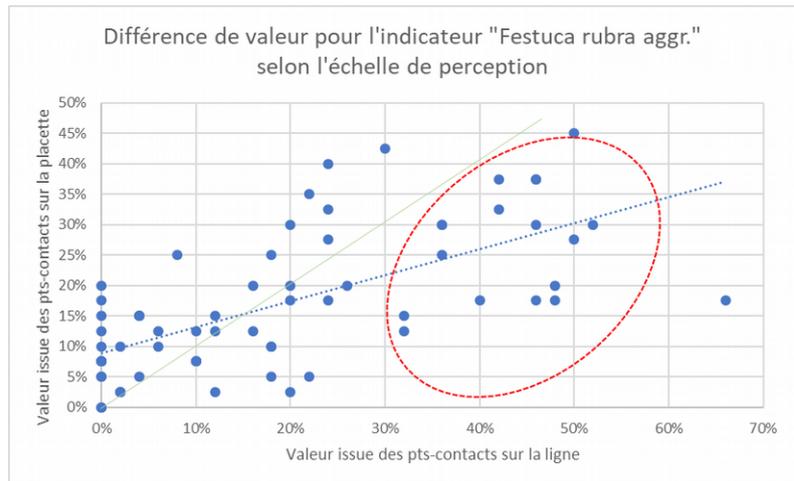


Figure 74 : Différence de valeur pour l'indicateur « recouvrement de *Festuca rubra* agrgr. » selon l'échelle de perception.

globalement moins fréquent sur la placette. Ce constat explique la plupart des différences d'évaluation de l'état de conservation (altérés sur la ligne, favorable sur la placette) puisque le seuil utilisé par la clé est 25 % (voir Figure 75). Les différences d'appréciation avec la méthode « à l'œil » sont aussi très fortes, car ce taxon est très difficile à repérer dans le tapis végétal. Nous confirmons donc ici la non pertinence de cet indicateur pour une évaluation sur le terrain, et de fait aussi pour l'indicateur « espèces eutrophes » qui intègre aussi ce taxon (voir Figure 76).

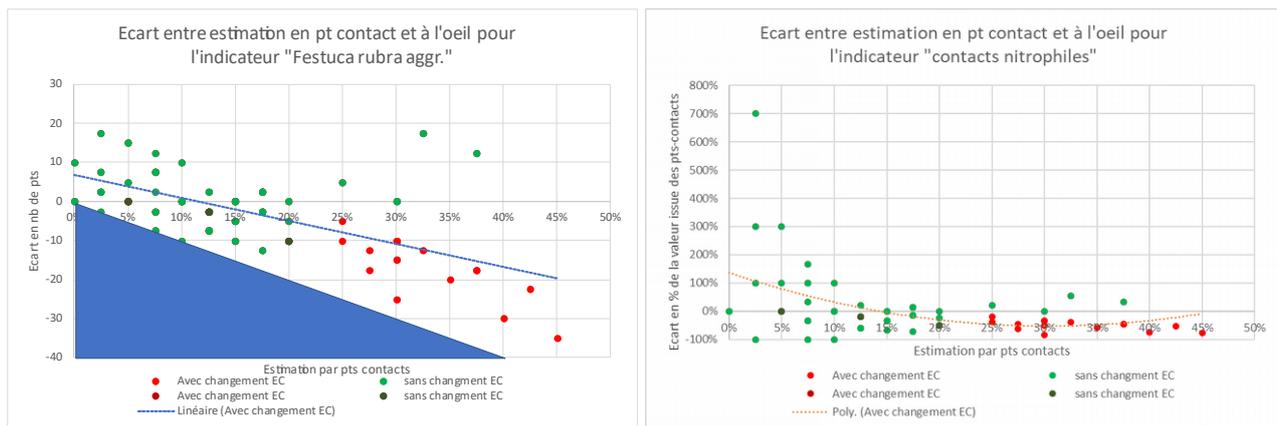


Figure 75 : Ecart entre l'estimation en point-contact et à l'œil pour les indicateurs « recouvrement de *Festuca rubra* agrgr. » (à gauche) et « recouvrement cumulé des espèces nitrophiles » (à droite) ; les points en rouge correspondent aux placettes changeant d'état de conservation.

- les difficultés de repérage des graminoides et d'estimation des recouvrements est aussi valable pour les indicateurs :

- « recouvrement du nard » (voir Figure 77) qui est nettement surestimé pour les faibles recouvrements (confusion entre les feuilles fines du nard et les autres poacées à feuilles fines qui sont en général très denses dans les milieux eutrophisés ?).
- « espèces eutrophes » qui intègre de nombreuses poacées, avec pour conséquence une sous-estimation systématique dès 30 % de recouvrement sur la ligne. Comme les seuils utilisés dans la clé sont 40 % et 66 %, quasiment toutes les placettes se voient avec un état de conservation plus favorable lorsque ce critère est utilisé.

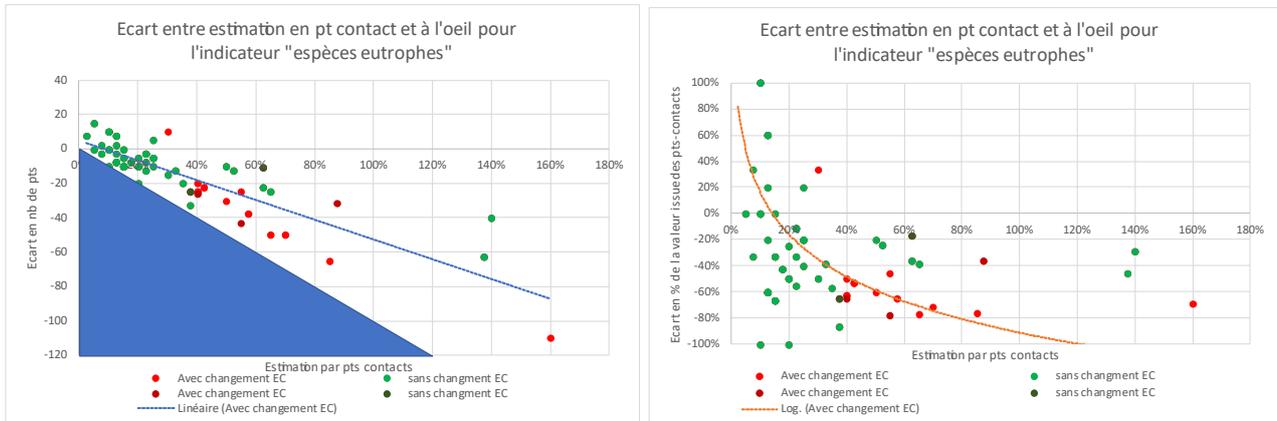


Figure 76 : Ecart entre l'estimation par point-contact et à l'œil pour l'indicateur « recouvrement cumulé des espèces eutrophes » ; les points en rouge correspondent aux placettes changeant d'état de conservation.

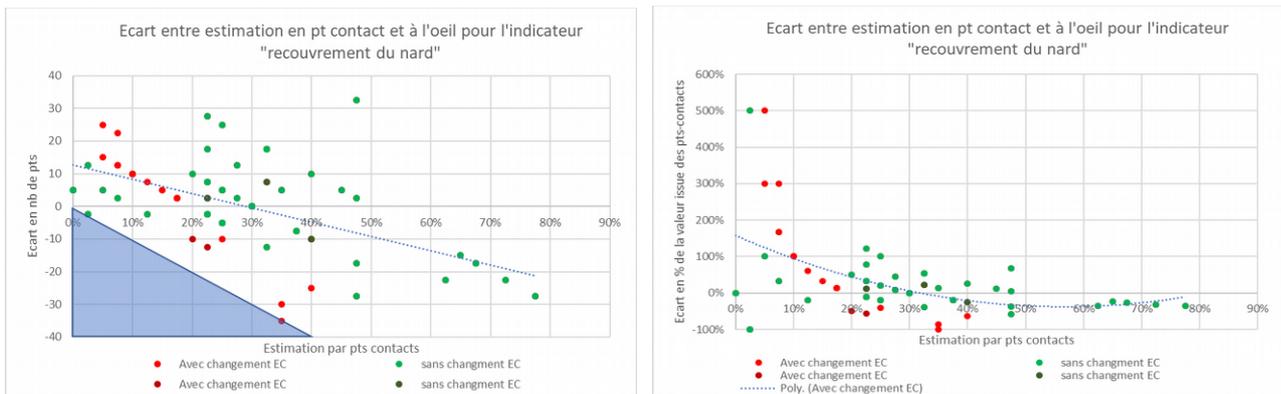


Figure 77 : Ecart entre l'estimation par point-contact et à l'œil pour l'indicateur « recouvrement du nard » ; les points en rouge correspondent aux placettes changeant d'état de conservation.

- seul l'indicateur « recouvrement cumulé des espèces nitrophiles » ou son cumul avec l'alchémille (voir Figure 78) ne conduit pas à de gros écarts d'évaluation. Mais les estimations de recouvrement présentent néanmoins de fortes différences lorsque ces espèces sont peu fréquentes, pouvant là-aussi conduire à des différences d'évaluation en utilisant la clé.

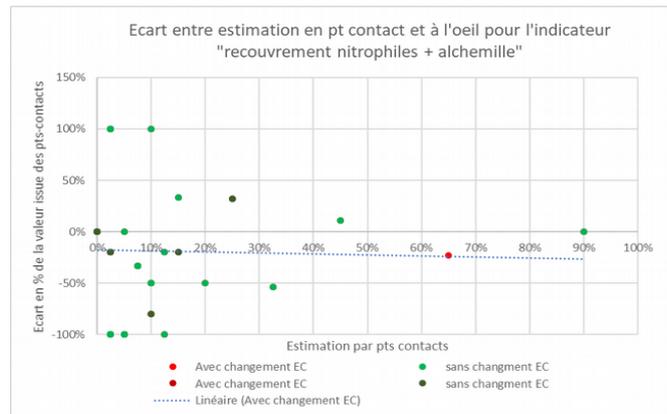
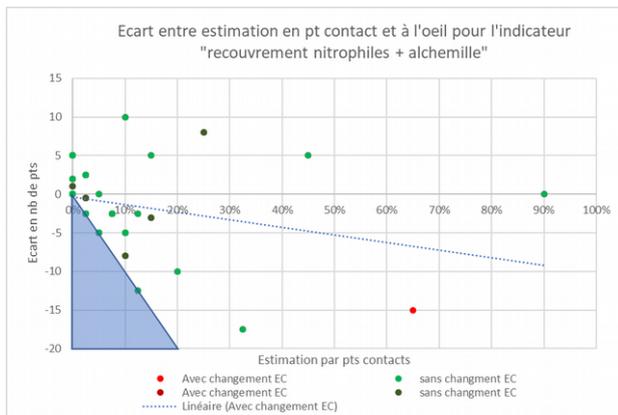


Figure 78 : Ecart entre l'estimation par point-contact et à l'œil pour l'indicateur « recouvrement cumulé des espèces nitrophiles + de l'alchémille » ; les points en rouge correspondent aux placettes changeant d'état de conservation.

En conclusion, malgré des résultats globalement cohérents, cette clé utilisant de nombreux indicateurs composites intégrant plusieurs espèces trop difficiles à repérer dans le tapis végétal, nous considérons qu'elle n'est pas utilisable pour des estimations à grande échelle par une méthode « à l'œil », mais elle le reste pour une estimation à partir de relevés en points-contacts.

Pour la clé n°2 du gradient d'eutrophisation :

La comparaison globale des états de conservation obtenus selon les méthodes utilisées donnent des résultats globalement cohérents (voir Tableau 52), très similaires à ceux obtenus avec la clé n°1 :

		EC donné par la ligne de lecture			
		F	A	D	X
EC donné par la clé pt-contact	F	35	8	2	0
	A	2	8	2	0
	D	0	5	2	2
	X	0	0	0	2

Cohérence globale des résultats : 69 %

		EC donné par la ligne de lecture			
		F	A	D	X
EC donné par la clé "à l'œil"	F	36	12	2	0
	A	1	5	3	0
	D	0	3	0	2
	X	0	1	1	2

Cohérence globale des résultats : 63 %

		EC donné par la clé pt-contact			
		F	A	D	X
EC donné par la clé "à l'œil"	F	43	6	1	0
	A	2	6	1	0
	D	0	0	5	0
	X	0	0	2	2

Cohérence globale des résultats : 82 %

Tableau 52 : Comparaison des évaluations issues de la méthode d'analyse des données, par l'utilisation de la clé point-contact et par la clé à l'œil

Les différents indicateurs utilisés dans cette clé sont de type composites, cumulant le recouvrement de plusieurs espèces qui se sont révélées indicatrices. Les mêmes problèmes principaux expliquent les différences obtenues :

- ceux liés au changement d'échelle existent encore pour l'indicateur « recouvrement cumulé des espèces eutrophes », mais il existe aussi pour l'indicateur « recouvrement cumulé des espèces indicatrices des états altérés/ dégradés » (voir Figure 79), ce qui est plus surprenant. Au-delà de 15 % de recouvrement sur la ligne, les valeurs à l'échelle de la placette sont nettement et systématiquement inférieures. L'explication la plus probable est que la ligne de lecture n'est pas strictement représentative de la composition végétale autour.

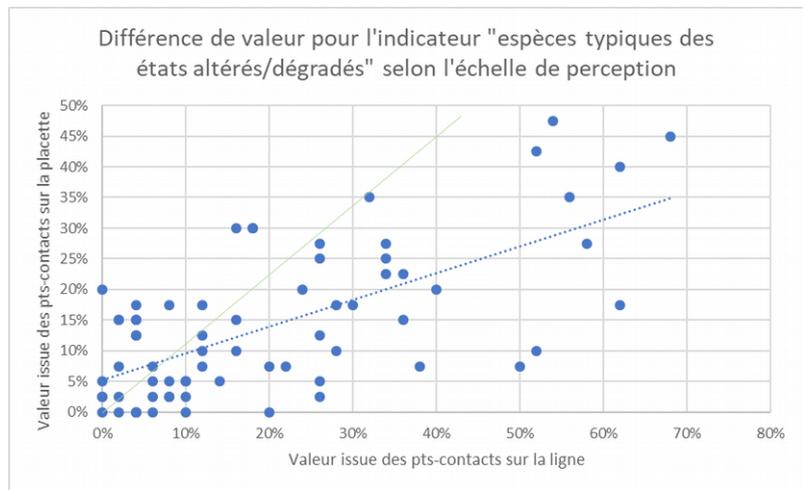


Figure 79 : Différence de valeur pour l'indicateur « recouvrement des espèces indicatrices des états altérés/dégradés » selon l'échelle de perception.

- Un biais existe aussi sur l'évaluation de cet indicateur « à l'œil » (voir Figure 80) avec comme tous les autres indicateurs composites, une estimation difficilement précise pour les faibles recouvrements cumulés (<10%, qui est le seuil utilisé dans la clé pour séparer les états favorables et altérés), puis au-delà de 10 % de recouvrement, une sous-estimation systématique « à l'œil » induisant une mauvaise évaluation de nombreux relevés en état altéré. La meilleure fiabilité d'évaluation de l'autre indicateur de la clé « recouvrement des espèces nitrophiles et de l'alchémille permet en partie de compenser ces différences.

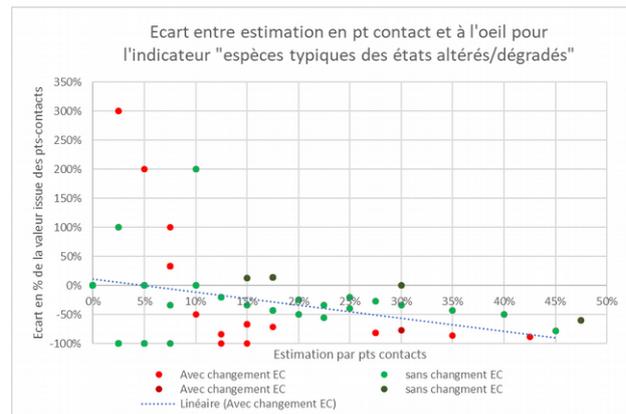
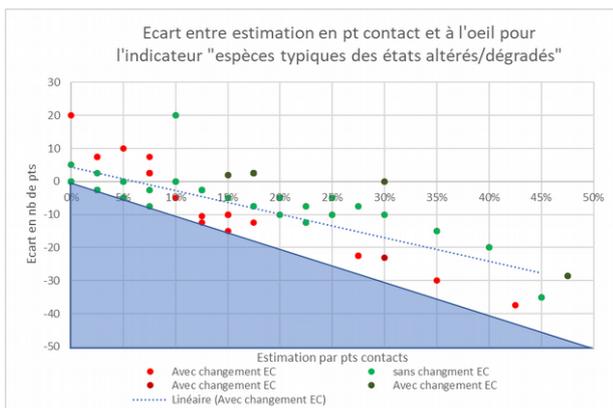


Figure 80 : Ecart entre estimation en point-contact et à l'œil pour l'indicateur « recouvrement cumulé des espèces typiques des états altérés/dégradés » ; les points en rouge correspondent aux placettes changeant d'état de conservation.

Il en est de même pour le recouvrement de la fléole (voir Figure 81), qui comme les autres poacées indicatrices, est très difficile à repérer au sein du tapis végétal ; l'estimation de son recouvrement « à l'œil » conduit systématiquement à une sous-estimation voire souvent à l'omettre complètement (si elle n'est pas au stade floraison). Nous émettons donc là encore un doute sur la pertinence pratique de ces deux indicateurs.

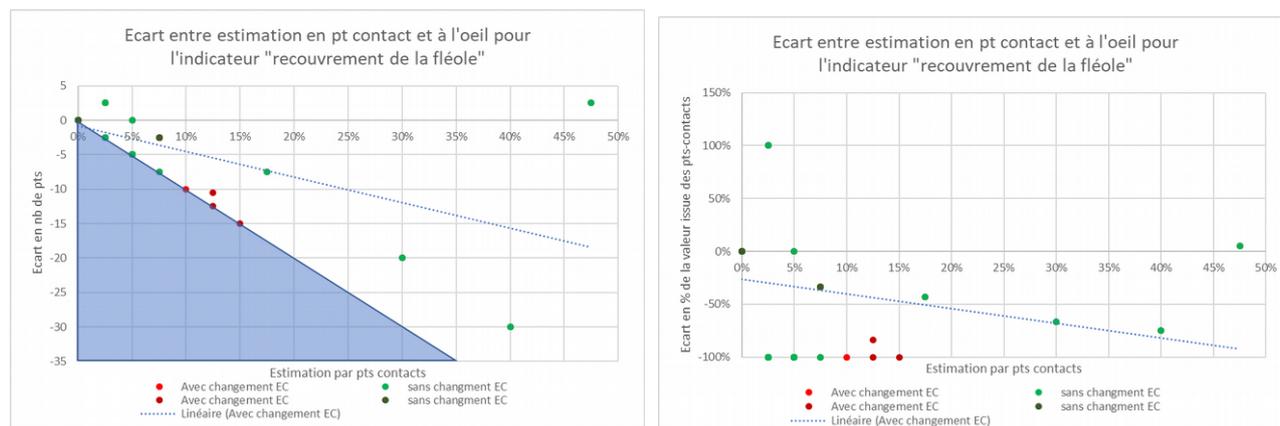


Figure 81 : Ecart entre estimation en point-contact et à l'œil pour l'indicateur « recouvrement de la fléole ».

En conclusion, malgré des résultats globalement cohérents, cette clé utilisant de nombreux indicateurs composites intégrant plusieurs espèces trop difficiles à repérer dans le tapis végétal, nous considérons qu'elle n'est pas non plus utilisable pour des estimations à grande échelle par une méthode « à l'œil », mais elle le reste pour une estimation à partir de relevés en point-contact.

Nous avons donc cherché à simplifier les indicateurs en restreignant la liste des espèces à celles jugées facilement repérables dans le tapis végétal. Après plusieurs essais, des listes d'espèces semblent se dégager (voir Tableau 53), et pour celles « typiques » des nardaies, la liste ressemble beaucoup à celle trouvée pour le gradient de colonisation par la lande :

<p><u>Dicot « typiques » des nardaies</u> <i>Anemone vernalis</i> <i>Gentiana acaulis</i> <i>Geum montanum</i> <i>Pilosella officinarum</i> <i>Potentilla grandiflora</i> <i>Trifolium alpinum</i></p>	<p><u>Indicatrices des états altéré/dégradé :</u> <i>Anthyllis vulneraria</i> <i>Bistorta vivipara</i> <i>Carduus defloratus</i> <i>Leontodon hispidus</i> <i>Pilosella lactucella</i> <i>Ranunculus sartorianus</i> <i>Trifolium badium</i></p>	<p><u>Dicot eutrophes :</u> <i>Alchemilla sect. alchemilla</i> <i>Lathyrus pratensis</i> <i>Plantago atrata</i> <i>Trifolium pratense</i> <i>Trifolium repens</i></p>	<p><u>Dicot nitrophiles :</u> <i>Bistorta officinalis</i> <i>Blitum bonus-henricus</i> <i>Chaerophyllum hirsutum</i> <i>Imperatoria ostruthium</i> <i>Pimpinella major</i> <i>Rumex acetosa</i> <i>Rumex alpinus</i> <i>Rumex arifolius</i> <i>Trollius europaeus</i> <i>Veratrum album</i></p>
--	---	--	---

Tableau 53 : Liste simplifiée des espèces indicatrices pour évaluer l'état de conservation des nardaies

Quant aux indicateurs, nous avons aussi cherché à limiter l'utilisation des types composites qui cumulent le recouvrement des espèces. Il semble possible d'utiliser des critères comme « absence » ou « nombre d'espèces des listes qui dépassent le seuil de 5 % de recouvrement », seuil qui correspond à la classe d'abondance « 2 » lors d'un relevé phytosociologique (voir Tableau 54).

Nous proposons donc une nouvelle version des clés et des listes simplifiées d'espèces typiques, pour une utilisation à l'œil sur le terrain. Une utilisation ponctuelle de cette clé durant l'été 2021 nous rend optimiste sur son opérationnalité, mais des tests plus complets seront à réaliser.

Évaluation de l'état de conservation des nardaies subalpines et alpines (UE 6230)
Grille d'analyse à partir de listes d'espèces "typiques" simplifiées pour une utilisation "à l'oeil" (nov. 2020)

Espèces indicatrices d'eutrophisation

Dicot nitrophiles :
Blitum bonus-henricus
Rumex acetosa
Rumex alpinus
Veratrum album

Dicot eutrophes :
Alchemilla* sect. *Alchemilla
Crocus vernus
Crepis aurea
Plantago atrata
Ranunculus sartorius
Trifolium pratense
Trifolium repens

Typiques altéré/dégradé :
Bistorta vivipara
Leontodon hispidus
Trifolium badium

Dicot typiques des nardaies

Anemone vernalis
Gentiana acaulis
Geum montanum
Potentilla grandiflora
Trifolium alpinum

En + pour le seul gradient « colonisation par la lande » :
Potentilla aurea

En + pour le seul gradient « eutrophisation » :
Arnica montana

Espèces indicatrices des landes

Ligneux pour l'indicateur :
Alnus alnobetula
Arctostaphylos uva-ursi
Calluna vulgaris
Cotoneaster integerrimus
Empetrum nigrum
Juniperus nana
Pinus mugo subsp. *uncinata*
Polygala chamaebuxus
Rhododendron ferrugineum
Salix sp. (arbuscules)
Vaccinium myrtillus
Vaccinium uliginosum
Vaccinium vitis-idaea

Clé de classification de l'habitat au niveau de l'unité évaluée	Critères complémentaires à titre d'information pouvant aider l'évaluateur	Classification vis-à-vis de la directive Habitats
Au moins 2 des critères suivants vérifiés : - présence d'au moins 27 espèces végétales localement - présence d'au moins 24 espèces végétales à recouvrement \geq 1% - présence d'au moins 12 espèces végétales à recouvrement \geq 5%	Présence de certaines espèces : <i>Arnica montana</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>V. uliginosum</i> , <i>V. vitis-idaea</i> , <i>Rhododendron ferrugineum</i> , <i>Avenella flexuosa</i> , <i>Homogyne alpina</i> , <i>Bistorta vivipara</i> , <i>Leontodon hispidus</i> , <i>Soldanella alpina</i> , <i>Crocus vernus</i> , <i>Helianthemum nummularium</i> , <i>Potentilla erecta</i> , <i>Pedicularis censia</i> , <i>Pilosella lactucella</i> , <i>Antennaria dioica</i> , <i>Viola calcarata</i> .	Habitat d'intérêt communautaire prioritaire → évaluation EC : voir ci-dessous
Au moins 2 des critères suivants vérifiés : - nombre d'espèces végétales présentes localement < 27 - nombre d'espèces végétales à recouvrement \geq 1% < 24 - nombre d'espèces végétales à recouvrement \geq 5% < 12	<ul style="list-style-type: none"> • nard très recouvrant (> 66%) et/ou recouvrement inhabituellement élevé d'espèces compagnes ou "typiques" (<i>Gentiana punctata</i>, <i>Gentiana acaulis</i>, <i>Helictichloa versicolor</i>, <i>Potentilla aurea</i>, <i>Trifolium alpinum</i>, <i>Geum montanum</i>, <i>Anemone vernalis</i>), • haute altitude (> 2400m en Vanoise) ou contextes plus froids avec fort recouvrement de <i>Carex curvula</i> ou <i>Alopecurus gerardii</i>. • Certaines espèces normalement fréquentes sont absentes : <i>Arnica montana</i>, <i>Vaccinium myrtillus</i>, <i>V. uliginosum</i>, <i>V. vitis-idaea</i>, <i>Juniperus nana</i>, <i>Rhododendron ferrugineum</i>, <i>Avenella flexuosa</i>, <i>Homogyne alpina</i>, <i>Bistorta vivipara</i>, <i>Leontodon hispidus</i>, <i>Soldanella alpina</i>, <i>Crocus vernus</i>, <i>Helianthemum nummularium</i>, <i>Potentilla erecta</i>, <i>Pedicularis censia</i>, <i>Pilosella lactucella</i>, <i>Antennaria dioica</i>, <i>Viola calcarata</i>. 	Habitat ne relevant pas de la Directive Habitats

PARAMÈTRE	CRITÈRE	TYPE D'ALTERATION	Clé de caractérisation de l'état de conservation au niveau de l'unité évaluée	Etat de conservation		
Composition, structure, fonctions	Structure de la végétation	Gradient de colonisation par la lande	Recouvrement total des ligneux < 25 %	Favorable		
			Recouvrement total des ligneux < 50 % ET [recouvrement cumulé de <i>Juniperus nana</i> et rhododendron < 15 % OU absence de <i>Juniperus nana</i> et rhododendron même si le recouvrement total des ligneux \geq 50 %]	altéré		
		Clé n°2 pour une utilisation "à l'oeil"	Recouvrement total des ligneux \geq 25 %	Conditions non remplies	2 options à partir des dicot "typiques" des nardaies : - Recouvrement cumulé > 10 % - au moins une de ces espèces a un recouvrement \geq 5%	dégradé
			Conditions non remplies	2 options à partir des dicot "typiques" des nardaies : - Recouvrement cumulé \leq 10 % - aucune de ces espèces n'a un recouvrement \geq 5%	Landes	
	Composition spécifique	Gradient d'eutrophisation	Aucune dicot nitrophile à recouv \geq 5% et recouvrement du trèfle des prés < 25% et recouvrement du trèfle rampant < 25% et recouvrement de l'alchémille < 70%	Présence de 2 dicot typiques des nardaies ou plus à recouv \geq 5% et au plus 2 espèces indicatrices des états altérés/dégradés à recouv \geq 5% et au plus 2 espèces eutrophes à recouv \geq 5% ou Aucune dicot indicatrices des états altérés/dégradés à recouv \geq 5% ni dicot eutrophes à recouv \geq 5% quel que soit le nb de dicot "typiques" des nardaies à recouv \geq 5% ou Dicot eutrophes absentes ou rares (abondance "+" au maximum)	Favorable	
			Conditions non réunies	Aucune espèce eutrophe à recouvrement \geq 25% et Recouvrement cumulé des dicot eutrophes < 50%	altéré	
		Clé n°3 pour une utilisation "à l'oeil"	Conditions non réunies	Au moins une espèce eutrophe à recouvrement \geq 25% ou Recouvrement cumulé des dicot eutrophes \geq 50%	dégradé	
			ou ou	Au moins 1 dicot nitrophile à recouv \geq 5% Recouvrement du trèfle des prés \geq 25% ou recouvrement du trèfle rampant \geq 25% Recouvrement de l'alchémille \geq 70%	habitats eutrophes	
	Altérations de la couverture végétale	Atteintes au niveau de l'unité	Recouvrement du sol nu lié à des activités anthropiques (passage d'engins, surfréquentation...) ou pastorales (surpiétinement) ou par la faune sauvage	seuils à définir		
EC de l'unité évaluée		Est retenu le plus mauvais état des indicateurs « structure de la végétation » et « composition floristique »				

Tableau 54 : Grille d'évaluation de l'état de conservation des nardaies à partir de la liste simplifiée d'espèces typiques et indicatrices

3.2.15- Discussion vis à vis de la méthode utilisée, conclusion pour les nardaies

Nous avons cherché à utiliser une méthode impliquant le moins d'empirisme possible, depuis la phase terrain jusqu'à la proposition des clés. Nous avons consciemment adapté la méthode des relevés par ligne de lecture, méthode plus précise que les relevés phytosociologiques par classe de recouvrement, utilisée classiquement pour caractériser les milieux homogènes, en choisissant des sites représentatifs des différents niveaux de perturbation selon les gradients écologiques choisis. Les relevés réalisés ne pourront donc certainement pas être utilisés par ailleurs.

L'intérêt de la méthode utilisée est qu'elle est reproductible pour de nombreux autres contextes, du moment que l'on peut échantillonner par ligne de lecture les différents gradients impactant l'état de conservation. Ainsi, la méthode utilisée pour les analyses de données nous semble donner de bons résultats pour définir les espèces « typiques » permettant de diagnostiquer l'état de conservation, puis les indicateurs et les seuils caractérisant chaque état de conservation. La contrainte est d'avoir un jeu de données qui couvre bien l'ensemble des gradients, ce qui implique de réaliser un bon échantillonnage. Il sera peut-être difficile d'y arriver pour certains gradients ; ainsi, pour la présente étude, les nardaies présentant une forte dégradation du tapis végétal n'ont pas été échantillonnées, car elles n'ont pas été trouvées sur les sites prospectés, ce qui ne nous permet pas de valider l'indicateur « recouvrement du sol nu » pourtant classique dans de telles méthodes.

Une seule phase de la méthode intègre une part d'empirisme, lorsque nous prédéfinissons les groupes de relevés par état de conservation grâce aux diagrammes de succession illustrant les liens entre proportion d'espèces indicatrices des gradients étudiés et la proportion des espèces de nardaies sensibles à ces perturbations (étape n°4 décrite au chapitre 2.4 ; voir par exemple Figure 30 et Figure 31). L'avantage de notre méthode est que si les tests de terrain montrent que les résultats des clés ne sont pas satisfaisants, mais cet avis sera là aussi du dire d'expert, nous pourrions revenir à cette phase de pré-définition des groupes et refaire ensuite les analyses suivantes afin d'adapter les seuils puis les clés. Il est aussi utile de rappeler ici que la méthode impose de placer ces gradients dans des « cases », les différents états de conservation, alors que dans la nature ces gradients se caractérisent par un continuum ; le positionnement des seuils ne peut par nature qu'être réducteur et il sera difficile pour l'opérateur de trancher lorsqu'il évaluera des nardaies avec des valeurs d'indicateurs proche des seuils. Ces considérations sont néanmoins communes à toutes les formes d'évaluation ou de caractérisation de la végétation.

Il nous a été suggéré de voir s'il était possible de définir ces états de conservation en fonction du caractère réversible de la perturbation (voir certains fondements au chapitre 1.3.8). Néanmoins, selon le type de dégradation, dynamique naturelle ou impact anthropique, cette capacité de restauration naturelle ou par intervention n'est pas facile à estimer : d'après les expériences menées, il semble ainsi plus facile de restaurer une lande ou une nardaie très enfrichée (dégradée) en nardaie qu'une pelouse trop amendée. Cette approche qui intègre la gestion dès la phase d'évaluation ne nous semble donc pas judicieuse.

Nos analyses montrent que la méthode fondée sur les proportions d'espèces typiques donne des résultats pour les perturbations qui impactent la composition végétale globale de l'habitat (colonisation ligneuse et eutrophisation). En revanche, elle semble peu ou pas performante pour analyser des perturbations locales qui ne changent pas globalement la composition végétale comme la création de sol nu ou l'envahissement par des espèces monopolistes. Néanmoins, notre jeu de données trop peu fourni ne permet pas de conclure définitivement (cf. résultats plus satisfaisants pour les pelouses calcaires alpines et subalpines). Si des analyses complémentaires intégrant des relevés dans des contextes avec de plus fortes dégradations confirmaient ce résultat, il faudrait alors revoir la méthode d'évaluation en reprenant celles déjà définies comme celle pour les pelouses calcicoles (Maciejewski et al., 2015) avec un critère « atteintes locales ».

Il faut aussi noter que pour les deux gradients étudiés, le test des indicateurs a montré que les indicateurs liés à l'apparition puis à l'intensification de la perturbation étaient au moins pour les faibles niveaux de perturbation plus discriminants et mieux corrélés que ceux liés à la raréfaction

ou la disparition des espèces « typiques » des nardaies, car celles-ci ne réagissent pas de manière homogènes. Ces derniers indicateurs ne deviennent pertinents que pour discriminer les états dégradés voire le passage à **l'habitat ultime du gradient**. Il n'a donc pas été possible de proposer une méthode d'évaluation calquée sur la méthode « prairies fleuries » qui évalue la qualité des prairies en fonction du nombre d'espèces à fleur typiques présentes. Afin d'aider l'évaluateur, nous avons pris l'option d'indiquer des caractères supplémentaires qui ciblent notamment ces raréfactions d'espèces typiques, mais sans afficher des seuils précis.

Notre méthode d'analyse semble aussi montrer que les « perturbations » n'impactent pas de la même manière les nardaies en termes de composition floristique. Sans vouloir généraliser à tous les habitats naturels, nos hypothèses décrites au chapitre 2.1.3. sur la façon dont les dégradations impactent les espèces sensibles semblent se confirmer :

- lorsque la « perturbation » relève d'une dynamique naturelle, avec une évolution au sein de la même série de végétation (nardaie → lande par ex), l'évolution de la composition floristique est de type linéaire ;
- lorsque la « perturbation » correspond à des dégradations liées à des modifications anthropiques, avec bascule vers un habitat d'une autre série de végétation (par ex nardaie → habitat eutrophisé), l'évolution de la composition floristique est plus rapide, de type logarithmique.

Tous les types de perturbation pouvant avoir un impact sur l'état de conservation n'ont pas été ciblés dans cette étude (voir Figure 26), car nous nous sommes concentrés sur celles qui avaient un effet connu sur le compartiment végétal et qui pouvaient être échantillonnées. Ainsi, il n'a pas été possible d'évaluer l'impact de pâturages récurrents précoces et intenses qui peuvent modifier la composition végétale en faisant disparaître progressivement les espèces précoces au détriment des espèces tardives. Il nous semble que ce type de pratique relève des perturbations « lentes », c'est à dire qu'il faut une forte récurrence de pâturage précoce pour voir un effet notable sur la végétation. Les insectes, notamment les orthoptères et les lépidoptères, seraient des groupes *a priori* beaucoup plus intéressants pour évaluer l'effet de ces pratiques, car ces espèces sont plus sensibles à la structure de la végétation et à la hauteur d'herbe (Y. Baillet, comm. pers.).

De même, l'effet des pratiques vétérinaires ou de manière générale les interventions utilisant directement ou indirectement des produits phytopharmaceutiques n'ont pas été étudiées. Nous espérons que le travail mené avec les parcs nationaux de montagne par le CEFÉ sur les insectes coprophages permettra de compléter nos résultats et propositions pour évaluer l'état de conservation.

Au final de toute cette démarche qui s'est déroulée sur 6 ans, nous pouvons proposer deux méthodes d'évaluation de l'état de conservation complémentaires pour les nardaies :

- une 1ère version de clés, celle élaborée initialement, utilise une liste assez fournie d'espèces indicatrices et des indicateurs composites, et ne peut être utilisée de manière fiable que pour analyser des relevés en points-contacts ;
- une deuxième version, celle élaborée après la phase de test sur le terrain, utilise une liste restreinte d'espèces indicatrices, normalement faciles à repérer sur le terrain, et des indicateurs plus simples à estimer à l'œil, et qui a vocation à être utilisée par les opérateurs directement sur le terrain.

Une phase de test sur plusieurs sites par des opérateurs différents devra être menée avant de décider d'un éventuel déploiement plus général. Les listes d'espèces mériteraient aussi d'être révisées géographiquement.

L'analyse de la richesse spécifique des relevés, une fois classés selon l'évaluation de leur état de conservation nous a également permis de proposer des seuils pour discriminer les nardaies d'intérêt communautaire prioritaire de celles qui ne relèvent pas de la Directive. Néanmoins, nous jugeons cette distinction de la Directive très peu pertinente, car elle a tendance à ne pas considérer d'intérêt communautaire des contextes de nardaies « typiques » qui seraient évaluées en état de conservation favorable ! Elle élimine ainsi surtout des nardaies dans des contextes plus froids, plus en altitude, ou sujettes à un fort recouvrement d'une espèce, mais elle conserve les

nardaies plus diversifiées à cause de l'eutrophisation. Il est fort probable d'après nos observations de terrain que les nardaies humides que l'on trouve au sein des marais acides soient aussi peu diversifiées, car le nard est souvent omniprésent, mais nous n'avons pas échantillonné ce contexte.

Pour finir, les valences écologiques définies par Julve (carminat) semblent un indicateur complémentaire pertinent au moins pour discriminer les états de conservation sur le gradient d'eutrophisation. Ces valeurs seront peut-être utilisées par nos partenaires italiens du PITEM Biodiv'Alp pour définir la méthode d'évaluation italienne en déclinaison de leur cadrage ISPRA (ref?). Malheureusement, ces valeurs ne sont pas assez discriminantes pour le gradient ligneux.

3.3- Résultats et proposition d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation pour les pelouses calcaires alpines et subalpines

3.3.1- Mise à l'épreuve de la typologie des dégradations pour les pelouses calcaires alpines et subalpines

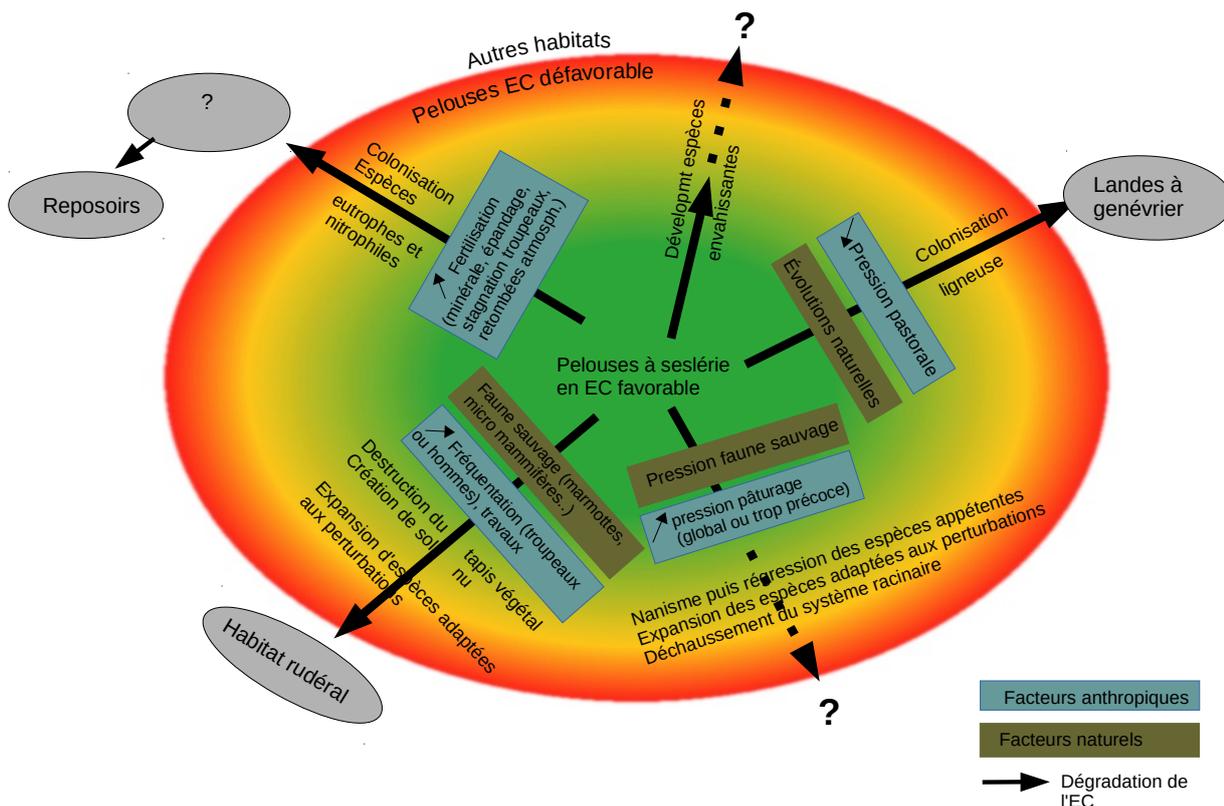


Figure 82 : Évolutions possibles de l'état de conservation des pelouses calcaires alpines et subalpines selon les pressions qu'elles subissent

Le cercle de couleur représente la diversité des faciès que peut prendre l'habitat selon les conditions écologiques et les pressions anthropiques locales ; ces faciès peuvent être classés selon un gradient d'état de conservation allant du bon état en vert à un état défavorable en rouge. Si l'intensité et la durée des pressions dépassent le seuil de résilience de l'habitat, il y a passage à d'autres habitats (ellipses grises). Chaque pression décrite au chapitre 1.3 est individualisée sur le schéma par un gradient symbolisé par une flèche, sur laquelle sont précisés les facteurs naturels ou anthropiques qui impactent l'habitat, les conséquences écologiques repérables et le cas échéant les habitats résultants si les facteurs dépassent le seuil de résilience de l'habitat. Les flèches en trait plein représentent les gradients connus et valables pour les pelouses calcaires alpines et subalpines et celles se terminant en trait pointillé représentent les évolutions pour lesquelles nous ne pouvons pas préciser jusqu'où le gradient peut évoluer.

La même méthode d'analyse des données a été appliquée aux relevés des pelouses calcaires alpines et subalpines réalisés en été 2018, soit 19 relevés, donc un jeu bien plus limité que les nardaies. Sur le terrain, les opérateurs n'avaient pas pu échantillonner tous les gradients potentiellement existants (voir Figure 82) : les gradients de colonisation par les ligneux (9 relevés), par les plantes en rosettes (3 relevés) et le gradient de déstructuration du tapis végétal (1 relevé), complété avec 6 relevés jugés de référence ; aucun relevé n'avait donc été jugé eutrophisé.

Plusieurs analyses successives ont été menées avant de pouvoir passer à la phase d'analyse par gradient :

- 1ère analyse (voir Figure 83) : l'AFC sur ces 19 relevés donne des résultats mitigés : le groupe des relevés sur le gradient de colonisation par les ligneux ressort bien à part, le relevé avec du sol nu est très à part avec un relevé colonisé par les ligneux assez proche, les relevés de référence sont très étirés avec un relevé qui est au sein des relevés colonisés par les ligneux, les relevés en rosettes sont superposés avec les relevés de référence. Après visionnage des relevés, il ressort que le relevé avec présence de sol nu et celui colonisé par les ligneux proche sur l'AFC avec le précédent relèvent d'un milieu un peu différent (type A3 de la typologie de [Bornard et al. \(1986\)](#) et cette différence semble être prédominant pour l'AFC ; ces deux relevés ont donc été mis de côté pour la suite.

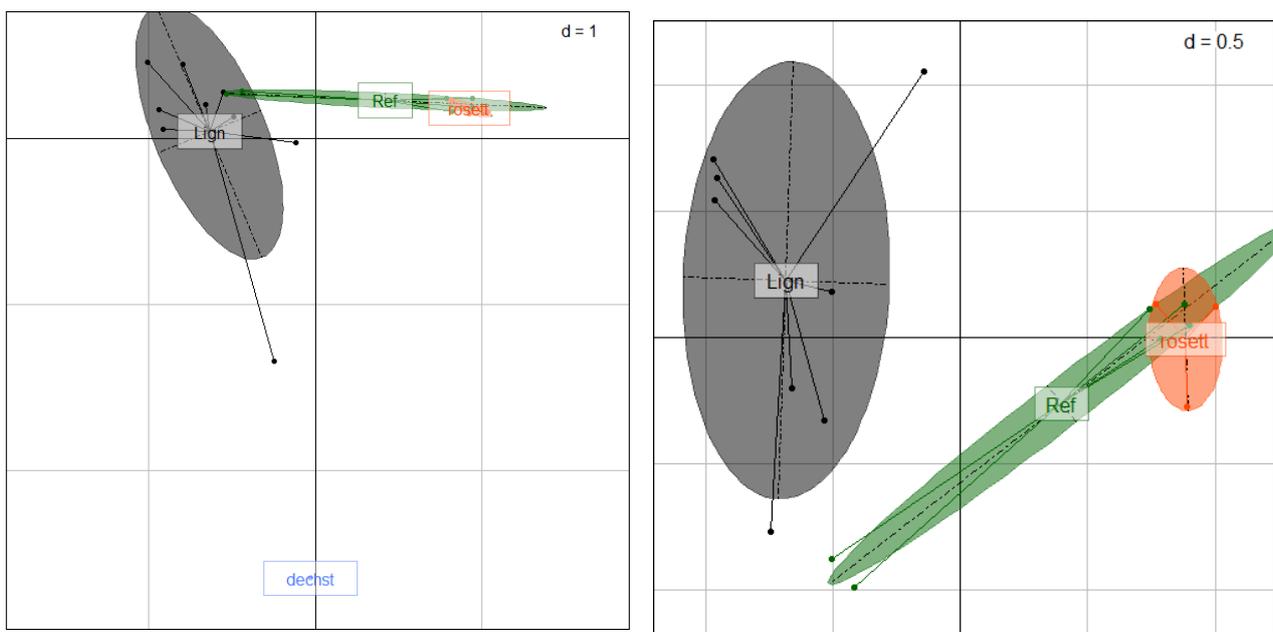


Figure 83 : 1ère AFC sur l'ensemble des relevés de pelouses à séslerie (à gauche) et 2ème AFC sans les relevés de type A3 (à droite).

- 2ème analyse (voir Figure 83) : l'AFC sans les deux relevés du type A3 abouti aux mêmes constatations. La composition des relevés de référence et ceux avec rosettes ont là aussi été expertisés et plusieurs relevés de référence se sont révélés comporter des espèces eutrophes, et si on calcule l'indicateur « espèces eutrophes », 5 relevés peuvent être considérés comme eutrophisés, dont tous les relevés avec rosettes.

- 3ème analyse (voir Figure 84) : en reclassant ces 5 relevés dans un groupe « eutrophisé », l'AFC discrimine très bien les groupes, mais celui des relevés de référence ne comporte plus que 2 relevés !

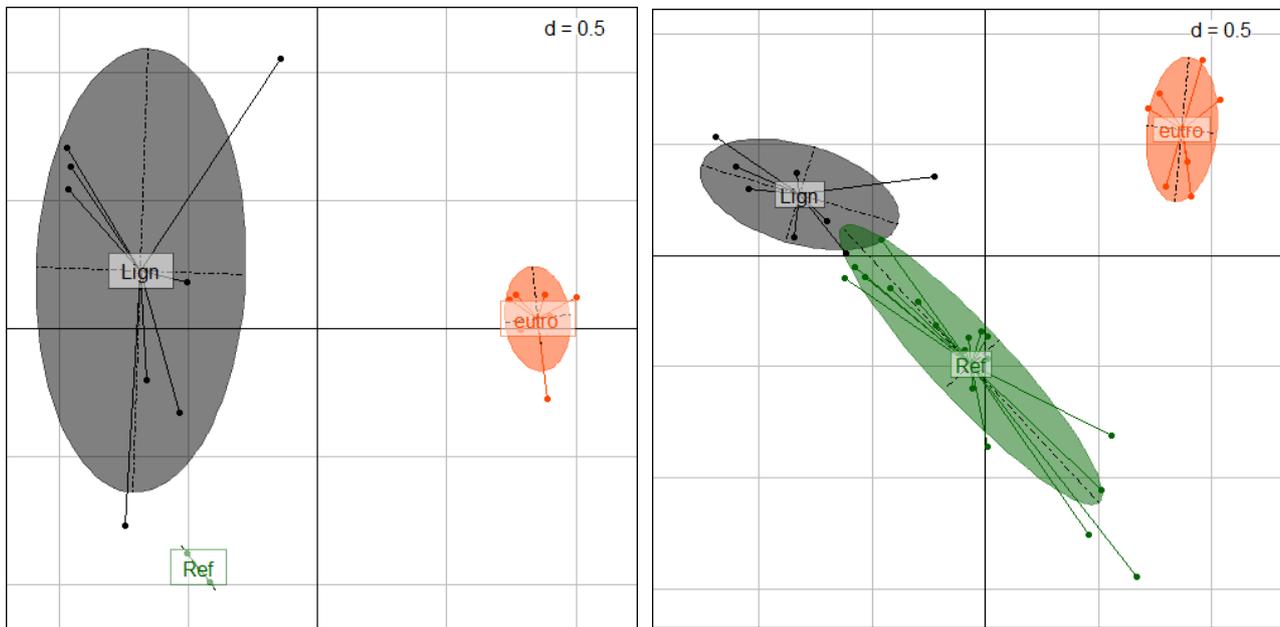


Figure 84 : 3ème AFC en réaffectant des relevés à un groupe « eutrophisé » (à gauche) et 6ème AFC après ajout des relevés du Cemagref (à droite).

- 4ème analyse : l'AFC sur le gradient de colonisation par les ligneux s'avère insatisfaisante pour continuer car le jeu de données se révèle trop pauvre. Afin de palier à ce déficit, d'autres sources ont été envisagées ; les relevés réalisés par le Cemagref dans le cadre de l'élaboration de la typologie des végétations de Vanoise permettent d'injecter 16 relevés relevant des types SA1-SA2 (les relevés du type SA3- pelouses à dryades n'ont pas été intégrés dans un premier temps pour voir si ils suffisent à aller plus loin).

- 5ème analyse : une nouvelle AFC et CAH sur la totalité des relevés complétés par les 16 du Cemagref permet de confirmer que ces nouveaux s'intègrent bien globalement dans le groupe des pelouses calcaires alpines et subalpines.

- 6ème analyse (voir Figure 84) : l'AFC sur les seuls relevés des pelouses calcaires alpines et subalpines montre que ces 16 nouveaux relevés correspondent bien au groupe des relevés « de référence ». Nous avons donc validé ce jeu de données pour passer aux étapes suivantes.

Ce jeu de données a permis de dérouler la totalité des phases d'analyse afin de proposer des clés d'évaluation pour le seul gradient de colonisation ligneuse, mais même pour celui-ci les données ont été jugées très incomplètes, car il n'apparaissait que deux relevés en état dégradé ou en lande. Les indicateurs, les listes d'espèces « typiques » et donc les clés proposées ont donc été jugées imparfaites.

Afin de compléter le jeu de données, plusieurs sources ont été mobilisées :

- nous avons eu l'opportunité de réaliser une campagne de terrain supplémentaire dans le cadre du programme PITEM Biodiv'Alp. M. Fargeat a donc pu réaliser plusieurs relevés dans les contextes manquants : fort recouvrement des ligneux (6 relevés), dégradation du tapis végétal par piétinement (6 relevés) et eutrophisation (3 relevés) ;
- nous avons réinjecté de nouveaux relevés réalisés lors de la construction de la typologie des végétations de Vanoise (Bornard et al., 1986) : ceux de landes (type L2) qui comportaient une affiliation claire avec les pelouses à séslerie (8 relevés) et ceux de pelouses à dryade (type SA3 ; 6 relevés), car après une 1ère analyse des relevés sur le gradient de sur-piétinement, nous avons jugé nécessaire de vérifier s'il y avait une différence entre des relevés avec du sol nu d'origine naturelle (types SA3) et ceux où l'origine était clairement une dégradation lié au sur-piétinement. Suite aux analyses réalisées initialement en 2019, nous avons aussi reclassé 4 relevés affectés par la colonisation ligneuse au type SA3.

L'AFC sur ces 63 relevés montre une nette amélioration des résultats.

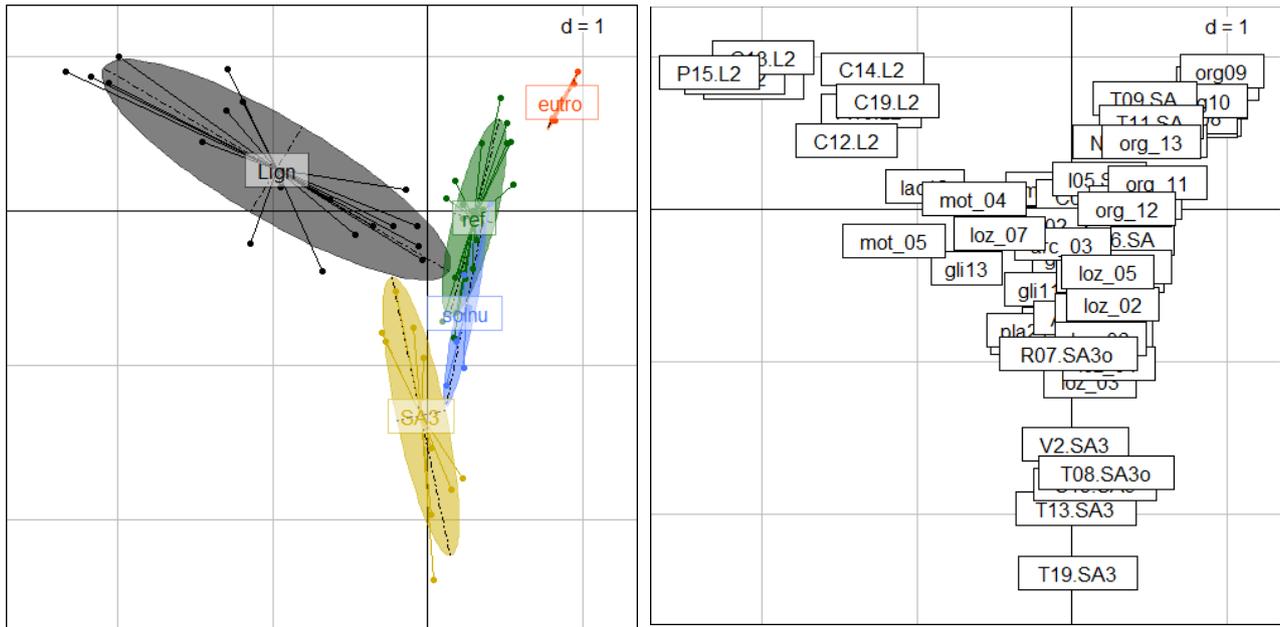


Figure 85 : AFC après ajout des relevés 2020.

Les relevés dits de référence sont situés au centre de l'AFC sur les axes 1-2, et 3 branches partent de manière opposée selon les 3 gradients à étudier. Plusieurs remarques peuvent déjà être formulées à ce stade, qui seront à vérifier lors des étapes suivantes :

- il y a une bonne continuité des relevés entre les relevés de référence et les relevés sur le gradient de colonisation ligneuse.
- Il y a un fort recouvrement entre les relevés de référence et ceux affectés par du sur-piétinement, potentiellement signe d'une très faible différence sur le plan de la composition floristique.
- Les relevés du type SA3 se distinguent bien des relevés de référence ainsi que de ceux concernés par le sur-piétinement, signe qu'il devrait être possible de trouver des critères de distinction entre ces groupes.
- Les relevés touchés par l'eutrophisation sont bien disjoints des relevés de référence, très compacts, pouvant traduire un manque de relevés soumis à des conditions intermédiaires d'enrichissement et une homogénéité de composition floristique pour ces relevés.

3.3.2- Analyse des pelouses calcaires alpines et subalpines par dégradation : déprise pastorale et embroussaillage

L'analyse refaite avec les relevés complémentaires ciblant le gradient de colonisation par les ligneux concerne 41 relevés. L'AFC sur ce jeu montre que l'axe 1 est bien lié au gradient de colonisation des ligneux (voir Figure 86). A noter que le relevé mot05 est localisé bien à part.

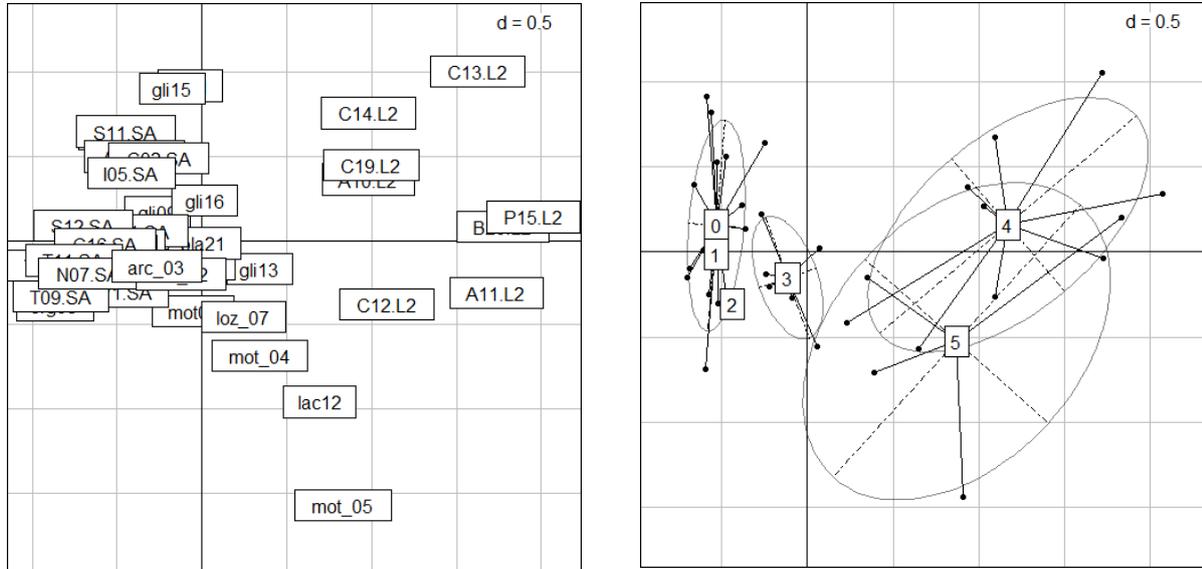


Figure 86: projection des relevés de pelouses calcaires alpines et subalpines « embroussaillées » sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances à droite, relevés classés selon les classes de recouvrement de ligneux.

Les coordonnées des espèces sur cet axe 1 permettent de proposer la liste des espèces de pelouses calcaires alpines et subalpines sensibles à l'enfrichement et la liste des espèces indicatrices des phases embroussaillées (voir Tableau 55). Il est aussi à noter que l'ensemble des espèces structurantes des pelouses calcaires alpines et subalpines et les espèces à large amplitude se retrouvent avec des coordonnées proches de zéro, ce qui signifie qu'elles ne réagissent pas à la colonisation par les ligneux. La liste des espèces indicatrices de la colonisation regroupe l'ensemble des arbustes de lande de ce milieu, mais aussi quelques espèces herbacées.

Espèces typiques de la colonisation ligneuse	Axe 1	N relevés concernés	Rec. moyen
Avenella flexuosa	-2,084	7	0,020
Vaccinium uliginosum	-1,966	11	0,046
Vaccinium myrtillus	-1,925	7	0,031
Trifolium alpinum	-1,858	6	0,009
Arctostaphylos uva-ursi	-1,372	9	0,089
Nardus stricta	-1,190	7	0,011
Juniperus nana	-0,766	18	0,162
Carex digitata	-0,752	2	0,001
Kalmia procumbens	-0,709	2	0,006
Calamagrostis varia	-0,705	2	0,004
Salix retusa	-0,626	2	0,001
Vaccinium vitis-idaea	-0,604	14	0,061
Rhododendron ferrugineum	-0,571	2	0,009
Polygala chamaebuxus	-0,560	4	0,013
Galium verum	-0,497	2	0,001
Cotoneaster integerrimus	-0,488	7	0,011
Anemone alpina	-0,445	2	0,003
Thesium alpinum	-0,431	2	0,001
Lathyrus pratensis	-0,398	2	0,002
Antennaria dioica	-0,338	5	0,006
Sempervivum montanum	-0,260	4	0,003
Festuca rubra aggr.	-0,258	13	0,037
Scorzoneroides pyrenaica	-0,194	8	0,010
Homogyne alpina	-0,145	8	0,009

Espèces indifférentes à la colonisation ligneuse	Axe 1	N relevés concernés	Rec. moyen
Sesleria caerulea	0,343	27	0,199
Festuca violacea	0,343	13	0,044
Potentilla crantzii	0,316	10	0,009
Anthoxanthum odoratum	0,311	17	0,031
Carlina acaulis	0,295	9	0,007
Leucanthemum vulgare	0,240	12	0,015
Lotus corniculatus	0,176	19	0,036
Galium pumilum	0,175	14	0,012
Dryas octopetala	0,129	9	0,016
Helictichloa versicolor	0,121	9	0,018
Carex sempervirens	0,071	34	0,144
Bistorta vivipara	0,068	10	0,022
Plantago alpina	0,022	13	0,021
Gentiana acaulis	-0,049	10	0,014
Leontodon hispidus	-0,086	10	0,011
Anemone vernalis	-0,097	11	0,016
Geum montanum	-0,113	11	0,016

Espèces sensibles à la colonisation ligneuse	Axe 1	N relevés concernés	Rec. moyen
Scutellaria alpina	1,058	2	0,003
Cirsium acaulon	1,037	3	0,005
Trisetum flavescens	1,033	3	0,002
Trifolium repens	1,016	2	0,002
Thymus pulegioides	0,987	2	0,003
Sempervivum tectorum	0,969	2	0,002
Clinopodium alpinum	0,963	5	0,004
Cerastium arvense	0,946	6	0,008
Bellardiachloa violacea	0,919	2	0,003
Sempervivum arachnoideum	0,918	2	0,001
Briza media	0,909	4	0,008
Pedicularis cenisia	0,890	3	0,004
Carex ornithopoda	0,873	7	0,011
Onobrychis montana	0,839	7	0,021
Festuca nigrescens	0,824	6	0,009
Trifolium montanum	0,806	5	0,009
Senecio doronicum	0,768	5	0,006
Primula farinosa	0,747	2	0,003
Polygala alpestris	0,742	2	0,003
Betonica hirsuta	0,731	4	0,004
Aster alpinus	0,710	6	0,006
Pilosella officinarum	0,708	7	0,007
Crocus vernus	0,697	3	0,002
Botrychium lunaria	0,694	3	0,003
Viola calcarata	0,690	5	0,004
Potentilla grandiflora	0,688	14	0,030
Pulmonaria angustifolia	0,685	6	0,007
Gentiana verna	0,671	7	0,004
Euphorbia cyparissias	0,669	4	0,004
Oxytropis campestris	0,669	5	0,006
Globularia cordifolia	0,660	6	0,008
Erigeron alpinus	0,658	2	0,003
Centaurea uniflora	0,650	12	0,038
Anemone hepatica	0,610	2	0,001
Scabiosa lucida	0,599	6	0,005
Helianthemum nummularium	0,588	25	0,155
Trifolium pratense	0,579	11	0,015
Bupleurum ranunculoides	0,560	7	0,005
Agrostis rupestris	0,518	2	0,004
Festuca ovina aggr.	0,466	29	0,151
Trollius europaeus	0,458	2	0,001
Thymus serpyllum aggr.	0,426	14	0,021
Salix reticulata	0,425	2	0,003
Campanula scheuchzeri	0,418	9	0,012
Agrostis alpina	0,418	13	0,033
Polygala vulgaris	0,402	2	0,001
Alchemilla sect. Alpina	0,395	7	0,008
Phyteuma orbiculare	0,387	3	0,002
Plantago atrata	0,381	5	0,007
Anthyllis vulneraria	0,372	13	0,017
Achillea millefolium	0,367	5	0,004
Helianthemum italicum	0,360	13	0,019
Alchemilla sect. Alchemilla	0,358	6	0,005

Tableau 55: liste des taxons caractéristiques de la lande (marron: espèces ligneuses retenues dans les analyses suivantes, beige: espèces herbacées retenues dans les analyses suivantes) et taxons de pelouses calcaires alpines et subalpines sensibles à la colonisation par les ligneux (vert : espèces retenues dans les analyses suivantes ; blanc : non retenues), classés selon leurs coordonnées sur le premier axe de l'AFC.

Nous avons choisi de ne pas retenir *Festuca rubra aggr.* parmi les espèces typiques des landes, car elle est située en bas de liste et connue plutôt comme espèce eutrophe (ce que confirme nos analyses des nardaies).

Pour plus de détail, voir en **annexe n°11** la liste complète des espèces et en **annexe n°12** les graphiques de comportement de leur recouvrement en fonction des coordonnées des relevés sur l'axe 1 de l'AFC pour la plupart des espèces listées ci-dessus.

La proportion de ces deux groupes d'espèces dans chaque relevé a permis de construire les deux diagrammes suivants (Figure 86 et Figure 87), où l'on a individualisé les groupes correspondant potentiellement aux différents états de conservation et les landes.

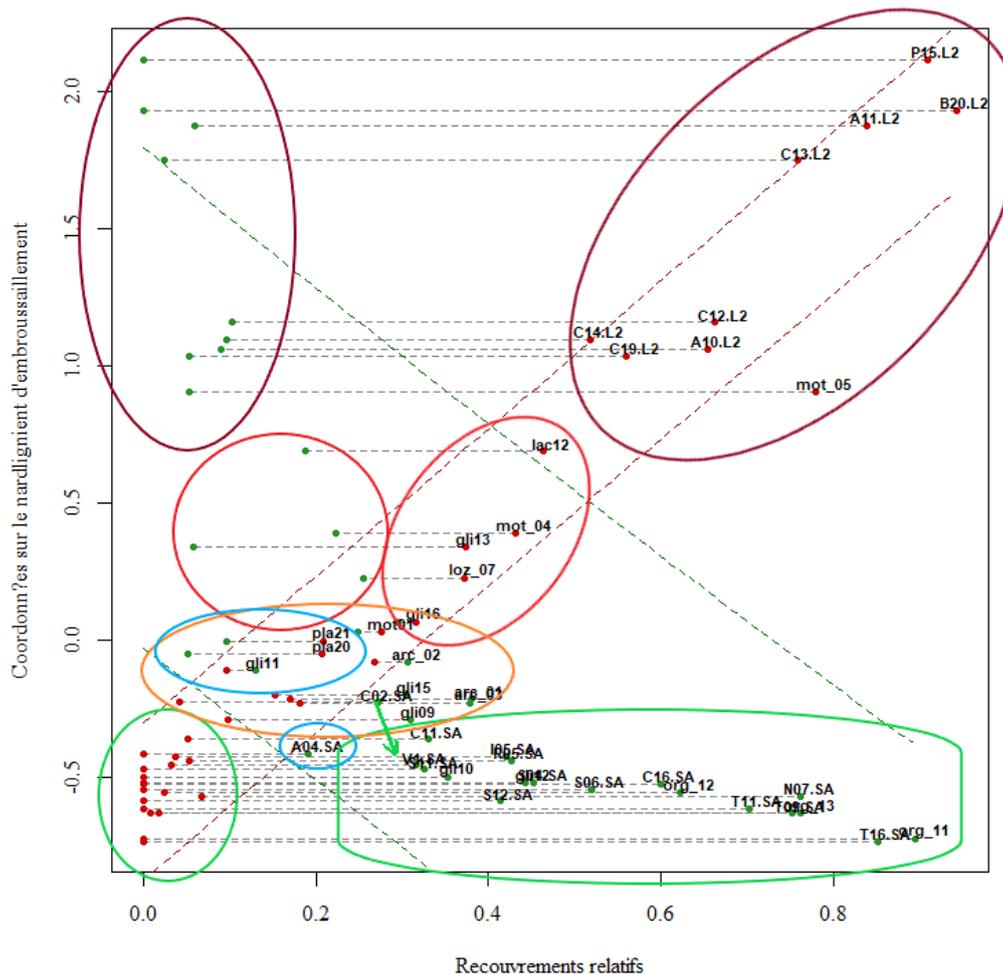


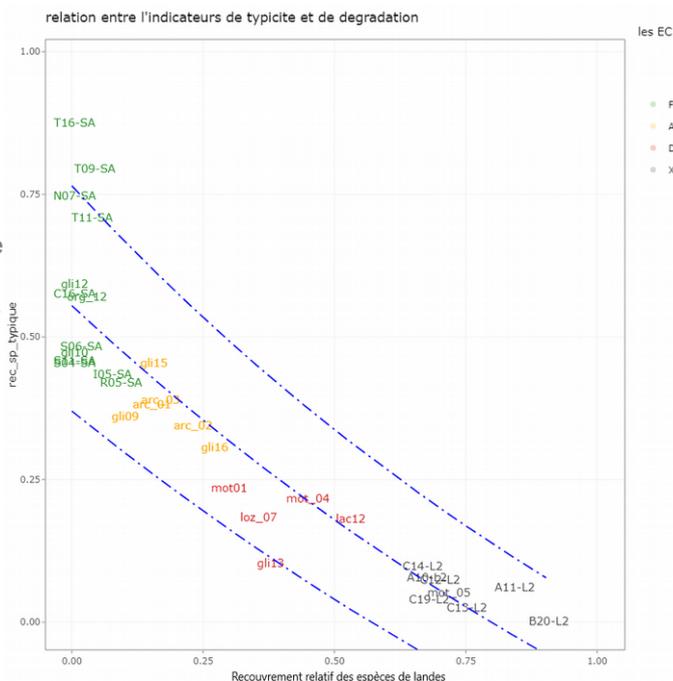
Figure 87: diagramme de la succession pelouses calcaires alpines et subalpines → Lande

Les points verts donnent les R_{typ} , recouvrements relatifs des espèces sensibles à la colonisation ligneuse (« espèces typiques »), les points rouges les R_{deg} , ceux des espèces de landes. Les lignes obliques matérialisent les intervalles de fluctuation au seuil 0,9 des modèles linéaires : Coordonnée = $f(R_{typ})$ et Coordonnée = $f(R_{deg})$, respectivement. Les enveloppes de couleur présentent les 4 groupes constitués pour les analyses suivantes (en bleu des relevés ne comportant pas d'espèces typiques, enlevées pour les analyses suivantes).

Les relevés gli11, pla20, pla21 et A04 se situent à part sur ce graphique avec très peu d'espèces typiques malgré l'absence ou la très faible présence des ligneux. Ils s'avèrent être soit du type SA3 qui est un type de végétation particulier que l'on a mis de côté (utilisé juste pour l'analyse du gradient sur-piétinement), soit présenter du sol nu. Ces 4 relevés ont alors été mis de côté pour la suite des analyses. Le relevé C02 a été conservé malgré son atypicité sur le graphique (coordonnée sur l'axe 1 de l'AFC et faible proportion d'espèces typiques), mais on le verra dans le graphique suivant, sa position est très basse.

Figure 88 : classification des états de conservation le long du gradient de déprise pastorale pour les pelouses calcaires alpines et subalpines selon $R_{typ} = f(R_{deg})$.

Vert : état favorable ; orange: état altéré ; rouge : état dégradé ; noir : lande fermée. La ligne pleine représente la relation entre les variables selon un modèle **linéaire** ; les lignes discontinues représentent son intervalle de fluctuation au seuil 0,9.



Le relevé gli13 se situe bien en dessous des autres relevés du groupe potentiellement représentatif de l'état dégradé.

Différents indicateurs ont été testés à partir des espèces retenues (voir Tableau 55) pour ne retenir que les plus discriminants (voir **annexe n°12**). Comme pour tous les autres milieux concernés par une dynamique de recolonisation par les ligneux, l'indicateur « recouvrement des ligneux », sans distinction des espèces est le plus discriminant. La clé proposée ressemble beaucoup à celle pour les nardaies, avec des indicateurs principaux et des seuils identiques. De manière synthétique, l'état de conservation évolue selon le gradient de recouvrement de la strate ligneuse, et en bout de gradient, l'état dégradé se distingue des landes par la persistance des espèces « typiques » des pelouses à séslerié. La clé proposée pour les pelouses à séslerié donne là-aussi de bons résultats globaux. Nous proposons la clé suivante :

- 1- Recouvrement total des ligneux < 25 % → **état favorable**
- 1- Recouvrement total des ligneux ≥ 25 % → 2
 - 2- Recouvrement total des ligneux < 50 % → **état altéré**
 - 2- Recouvrement total des ligneux ≥ 50 % → 3
 - 3- 2 options : - au moins une des conditions suivantes remplies : recouvrement *Helianthemum italicum* ≥ 5%, recouv *Helianthemum nummularium* ≥ 10%, recouv *Dryas octopetalla* ≥ 5%, recouv *Carduus defloratus* ≥ 5%, recouv *Scorzoneroides pyrenaica* ≥ 5%
 - soit - aucune des conditions suivantes remplies : recouvrement *Rhododendron ferrugineum* ≥ 10%, recouv *Vaccinium myrtillus* ≥ 10%, recouv *Vaccinium uliginosum* ≥ 10% → **dégradé**
 - 3- Conditions non remplies → **lande**

Avec cette clé de tri, la concordance avec la classification issue du diagramme de succession est de 100 % (test exact de Fisher : p-value = 0.0003232) avec l'option 1 et de 97 % pour l'option n°2 (test exact de Fisher : p-value = 0.0003232). (voir Tableau 56)

EC diag.	EC clé	F	A	D	L	EC diag.	EC clé	F	A	D	L
F		19	0	0	0	F		19	0	0	0
A		0	6	0	0	A		0	6	0	0
D		0	0	5	0	D		0	0	5	0
L		0	0	0	9	L		0	0	1	8

Tableau 56 : matrice des attributions d'état de conservation suivant la classification issue du diagramme de succession et celle en utilisant la clé de tri ; à gauche pour l'option n°1, à droite pour l'option n°2.

Cette clé est inévitablement réductrice et sujette à caution, car elle a été conçue à partir de notre jeu de données. Afin de la rendre plus générale et aider les opérateurs dans leur évaluation, nous présentons en complément, pour chaque état de conservation, une description plus complète. Les critères mis en avant sont ceux qui n'ont pas été retenus, car pas assez discriminants :

<p>Etat de conservation favorable</p> <ul style="list-style-type: none"> • Au moins une des espèces sensibles à la colonisation ligneuse dépassent 5% de recouvrement : <i>Betonica hirsuta</i>, <i>Briza media</i>, <i>Cerastium arvense</i>, <i>Cirsium acaulon</i>, <i>Festuca nigrescens</i>, <i>Laserpitium halleri</i>, <i>Oxytropis campestris</i>, <i>Pilosella officinarum</i>, <i>Pulmonaria angustifolia</i>, <i>Senecio doronicum</i> • recouvrement important de <i>Helianthemum italicum</i>, <i>H. nummularium</i>, <i>Leucanthemum vulgare</i>, <i>Potentilla grandiflora</i> 	<p>Etat de conservation altéré</p> <ul style="list-style-type: none"> • absence ou rareté de <i>Vaccinium myrtillus</i> et <i>V. uliginosum</i> (<5%) • ligneux limités à <i>Cotoneaster interegerrimus</i>, <i>Juniperus nana</i>, <i>Polygala chamaebuxus</i>, <i>Vaccinium vitis-idaea</i> • absence d'<i>Avenella flexuosa</i> • recouvrement encore important de <i>Helianthemum italicum</i>, <i>H. nummularium</i>, <i>Leucanthemum vulgare</i>, <i>Potentilla grandiflora</i>
<p>Etat de conservation dégradé</p> <ul style="list-style-type: none"> • absence d'<i>Avenella flexuosa</i> • <i>Potentilla grandiflora</i>, <i>Anthyllis vulneraria</i>, <i>Bistorta vivipara</i>, <i>Leucanthemum vulgare</i>, <i>Scabiosa lucida</i> régulièrement présentes • recouvrement de la sésélière en général ≥ 10% 	<p>Landes</p> <ul style="list-style-type: none"> • absence ou rareté de <i>Helianthemum italicum</i>, <i>H. nummularium</i>, <i>Leucanthemum vulgare</i>, <i>Potentilla grandiflora</i>, <i>Anthyllis vulneraria</i>, <i>Bistorta vivipara</i>, <i>Dryas octopetalla</i>, <i>Scabiosa lucida</i>, <i>Trifolium pratense</i> • présence quasi systématique voire abondance d'<i>Avenella flexuosa</i> • présence régulière de <i>Nardus stricta</i> et/ou <i>Trifolium alpinum</i>

3.3.3- Analyse des pelouses calcaires alpines et subalpines par dégradation : eutrophisation

26 relevés constituent le jeu de données pour l'analyse du gradient, grâce à l'ajout de 3 relevés réalisés en 2020. Sur le terrain, la plupart des relevés concernés, hors ceux classés en « référence », étaient jugés affectés par un envahissement par les espèces en rosettes ou épineuses. Après 2 AFC, deux relevés sont éliminés car leur poids est trop fort sur l'inertie globale : V1 et R06. La nouvelle AFC (voir Figure 89) est décevante car le gradient d'eutrophisation n'apparaît pas clairement, et en cohérence avec les données de terrain, le recouvrement des espèces en rosettes ou épineuses semble aussi discriminant.

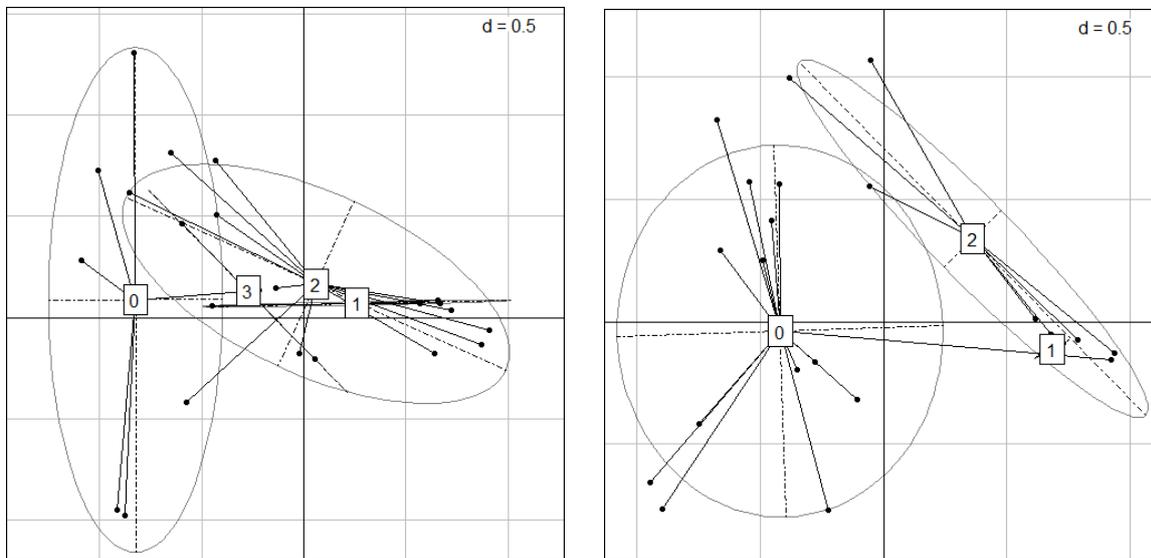


Figure 89: projection des relevés de pelouses calcaires alpines et subalpines « eutrophisées » sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances ; à gauche, relevés classés selon les classes de recouvrement des espèces eutrophes et à droite selon les classes de recouvrement des espèces en rosettes ou épineuses.

Les coordonnées des espèces sur cet axe 1 permettent de proposer la liste des espèces de pelouses calcaires alpines et subalpines sensibles à l'eutrophisation et la liste des espèces indicatrices des milieux eutrophisés (voir Tableau 57). Un tri manuel a été réalisé en ne prenant en compte que les espèces présentes sur au moins 2 relevés pour les espèces « sensibles à l'eutrophisation » et à dire d'expert en s'appuyant sur les valences écologiques pour les espèces indicatrices d'eutrophisation. A l'inverse des analyses précédentes, la localisation des espèces indicatrices d'eutrophisation ne se retrouvent pas aussi bien classées sur l'axe 1, confirmant les résultats graphiques de l'AFC. Afin de tenir compte aussi de l'influence des espèces épineuses, *Cirsium acaulon* et *Carduus defloratus* ont été intégrées, même si leur valence écologique pour le niveau trophique n'était pas élevé. Il a fallu aussi faire plusieurs essais et ajouter des espèces moins bien classées pour constituer la liste des espèces sensibles à l'eutrophisation.

Espèces indicatrices retenues	Axe 1	Rec. moyen	N relevés concernés
Leontopodium nivale	-1,4495	0,0007	1
Mutellina adonidifolia	-1,4495	0,0007	1
Parnassia palustris	-1,4255	0,0022	2
Primula farinosa	-1,4175	0,0067	2
Trollius europaeus	-1,4135	0,0015	2
Helictichloa versicolor	-1,4015	0,0044	2
Biscutella laevigata	-1,3861	0,0015	2
Gymnadenia nigra	-1,3776	0,0015	1
Hippocrepis comosa	-1,3502	0,0015	2
Erysimum helveticum	-1,334	0,0007	1
Agrostis alpina	-1,3325	0,0422	9
Bellidiastrum michelii	-1,3228	0,0007	1
Helictotrichon sedenense	-1,3228	0,0007	1
Salix reticulata	-1,3228	0,0022	1
Trifolium badium	-1,3228	0,0007	1
Aster alpinus	-1,2945	0,0096	5
Agrostis rupestris	-1,2109	0,0052	2
Arnica montana	-1,157	0,0111	4
Anthyllis vulneraria	-1,1486	0,0133	7
Carex myosuroides	-1,0935	0,0096	3
Festuca nigrescens	-1,0665	0,0126	6
Bartsia alpina	-1,0527	0,0037	2
Salix serpyllifolia	-1,0429	0,0022	2
Campanula scheuchzeri	-1,0428	0,0074	5
Homogyne alpina	-0,9946	0,0015	2
Anemone nemorosa	-0,9769	0,0111	5
Trifolium thalii	-0,9312	0,0015	2
Leucanthemum vulgare	-0,9242	0,0074	6
Dryas octopetala	-0,9101	0,0074	6
Erigeron alpinus	-0,8728	0,0044	3
Bupleurum ranunculoides	-0,8689	0,0067	6
Gentiana acaulis	-0,8655	0,0111	4
Festuca violacea	-0,8654	0,0341	10
Crepis conyzifolia	-0,862	0,0007	1
Potentilla verna	-0,8396	0,0007	1
Trifolium alpinum	-0,8396	0,0007	1
Euphrasia salisburgensis	-0,7904	0,0015	2
Anemone alpina	-0,7634	0,003	1
Silene nutans	-0,7634	0,0007	1
Helianthemum italicum	-0,7314	0,017	13
Botrychium lunaria	-0,6917	0,0052	5
Sesleria caerulea	-0,6545	0,1896	23
Phyteuma michelii	-0,6476	0,0007	1
Plantago atrata	-0,6466	0,0089	4
Campanula rotundifolia	-0,6406	0,0022	2
Vaccinium vitis-idaea	-0,6266	0,003	1
Pedicularis rostratospicata	-0,6151	0,0007	1
Scutellaria alpina	-0,6124	0,0037	2
Thymus serpyllum aggr.	-0,596	0,0267	11
Gentianella campestris	-0,5396	0,0015	1
Juniperus nana	-0,5396	0,0007	1
Luzula multiflora	-0,5396	0,0007	1
Pedicularis gyroflexa	-0,5396	0,0015	1
Sempervivum arachnoideum	-0,5247	0,0037	4
Antennaria dioica	-0,5091	0,0059	4
Viola calcarata	-0,5037	0,0037	4
Carex sempervirens	-0,4949	0,1452	25
Phyteuma orbiculare	-0,489	0,003	4
Betonica hirsuta	-0,486	0,0059	4
Nardus stricta	-0,4749	0,0052	4
Polygala alpestris	-0,472	0,0037	2
Pedicularis cenisia	-0,4267	0,0059	3
Anthoxanthum odoratum	-0,372	0,0215	10
Veronica allionii	-0,3189	0,0074	4
Soldanella alpina	-0,2902	0,0044	5
Senecio doronicum	-0,2528	0,0104	7
Pulmonaria angustifolia	-0,2487	0,0081	4
Scabiosa lucida	-0,2445	0,0059	5
Plantago maritima subsp. serpentina	-0,2098	0,0319	6
Potentilla grandiflora	-0,1914	0,0652	15

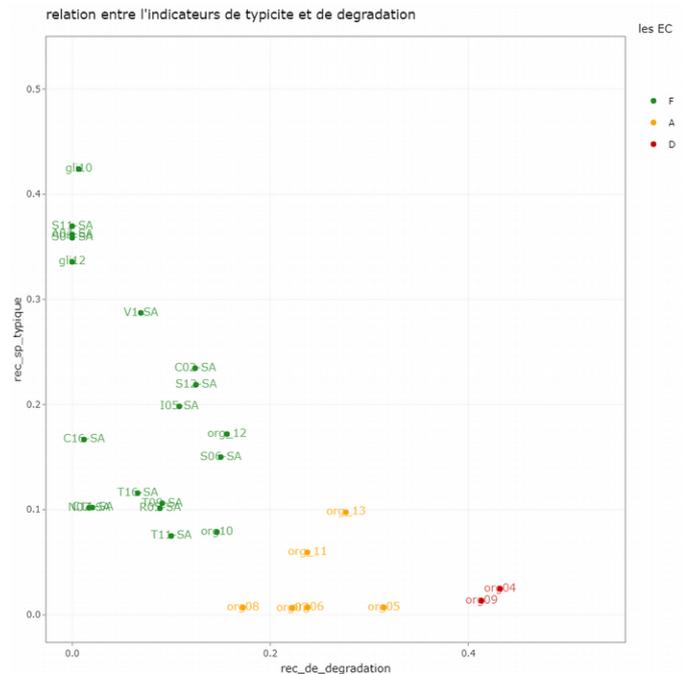
Espèces indicatrices retenues	Axe 1	Rec. moyen	N relevés concernés
Hieracium villosum	-0,1797	0,0015	2
Gentiana verna	-0,1659	0,0074	8
Bellardiachloa violacea	-0,1582	0,0037	2
Festuca rubra aggr.	-0,1408	0,0289	12
Centaurea uniflora	-0,1383	0,0452	8
Scorzoneroides pyrenaica	-0,1358	0,0059	4
Globularia cordifolia	-0,1327	0,0267	11
Thalictrum aquilegifolium	-0,1313	0,0022	1
Laserpitium halleri	-0,1207	0,0037	2
Crocus vernus	-0,1113	0,0022	2
Lotus comiculatus	-0,1026	0,0615	22
Agrostis capillaris	-0,091	0,0052	5
Bistorta vivipara	-0,0616	0,023	10
Geum montanum	-0,0447	0,0141	9
Trifolium pratense	0,0211	0,0333	14
Oxytropis campestris	0,054	0,0104	7
Androsace vitaliana	0,0624	0,003	1
Arenaria multicaulis	0,0624	0,0007	1
Festuca ovina aggr.	0,0657	0,2296	25
Avenula pubescens	0,1084	0,0044	3
Phleum alpinum	0,1476	0,0074	5
Helianthemum nummularium	0,1504	0,2659	23
Rumex acetosa	0,1595	0,0015	2
Sempervivum tectorum	0,1794	0,0022	2
Trifolium montanum	0,1848	0,0096	3
Astragalus danicus	0,1959	0,0059	1
Valeriana officinalis	0,1959	0,0015	1
Galium pumilum	0,2105	0,0215	15
Briza media	0,2579	0,0111	4
Euphorbia cyparissias	0,3135	0,0052	3
Carlina acaulis	0,3362	0,0193	13
Alchemilla sect. Alchemilla	0,3396	0,0163	9
Pilosella lactucella	0,3792	0,0052	5
Cerastium arvense	0,3924	0,0156	9
Luzula spicata	0,4339	0,0022	3
Pilosella officinarum	0,467	0,0207	12
Polygala vulgaris	0,5388	0,003	3
Poa chaixii	0,5513	0,0067	3
Phyteuma betonicifolia	0,6107	0,0015	2
Luzula campestris	0,6223	0,003	2
Taraxacum sp.	0,6238	0,0015	2
Potentilla aurea	0,7087	0,0037	5
Leontodon hispidus	0,7124	0,0096	6
Plantago alpina	0,7165	0,0622	13
Potentilla crantzii	0,7196	0,0207	13
Thymus pulegioides	0,7487	0,0207	8
Ranunculus sartorianus	0,7888	0,0067	5
Onobrychis montana	0,7963	0,0711	12
Clinopodium alpinum	0,8168	0,0111	6
Carex ornithopoda	0,9159	0,0541	13
Poa alpina	0,9393	0,0207	9
Anemone hepatica	0,9787	0,0007	1
Dracocephalum ruyschiana	0,9787	0,0007	1
Leucanthemum adustum	1,0289	0,0015	2
Solidago virgaurea	1,0344	0,0015	2
Alchemilla sect. Alpina	1,0511	0,0148	6
Trisetum flavescens	1,0554	0,0222	9
Arabis ciliata	1,0901	0,0022	1
Carex flacca	1,0901	0,0044	1
Cirsium acaulon	1,1125	0,0778	11
Linum catharticum	1,126	0,0052	4
Myosotis alpestris	1,13	0,0037	4
Trifolium repens	1,142	0,0363	9
Hieracium murorum	1,1452	0,0104	4
Carduus defloratus	1,1491	0,0052	3
Veronica chamaedrys	1,1586	0,0074	5
Achillea millefolium	1,2215	0,0207	7
Geranium sylvaticum	1,2873	0,0022	2
Carum carvi	1,4416	0,0015	1
Cerastium fontanum	1,5042	0,0007	1
Cotoneaster uniflorus	1,5042	0,0007	1

Tableau 57: liste des taxons caractéristiques de l'eutrophisation (marron) et taxons de pelouses calcaires alpines et subalpines potentiellement « typiques du bon état de conservation » (vert) ; espèce indifférentes en bleu

La création du graphique positionnant l'ensemble des relevés en fonction de la proportion relative des deux listes d'espèces vient confirmer que la liste mixant espèces eutrophes et espèces épineuse permet d'obtenir le même type de courbe (voir Figure 90). Il se trouve que les relevés que l'on peut classer en état altéré ou dégradé correspondent à un même site, que les opérateurs aient jugés altérés à cause d'un fort recouvrement du circe acaule. Les 3 relevés ajoutés où nous avons ciblé expressément l'eutrophisation (org11, org12, org13) ne se trouvent pas situés à l'extrémité du gradient. Par rapport aux nardaies, nous n'avons pas jugé opportun de classer des relevés en habitat eutrophisé au regard de la composition floristique des relevés extrêmes.

Figure 90 : classification des états de conservation le long du gradient d'eutrophisation pour les pelouses calcaires alpines et subalpines selon $R_{typ} = f(R_{deg})$.

Vert : état favorable ; orange: état altéré ; rouge : état dégradé.



Après plusieurs essais, nous pouvons faire une première proposition de liste d'espèces indicatrices (voir Tableau 58) et de clé, en gardant la même principe de décompte du nombre d'espèces indicatrices dépassant un seuil de recouvrement.

Nous jugeons néanmoins que le gradient d'eutrophisation n'est pas aussi net que pour les nardaies, et toutes ces propositions mériteront d'être testées, et si possible améliorées en complétant le jeu de données.

Espèces indicatrices d'eutrophisation	Seuil utilisé	Espèces « typiques » de pelouses à séslerie non eutrophisées	Seuil utilisé
<i>Achillea millefolium</i>	5%	<i>Anemone vernalis</i>	5%
<i>Geranium sylvaticum</i>	1%	<i>Anthyllis vulneraria</i>	5%
<i>Rumex acetosa</i>	1%	<i>Arnica montana</i>	5%
<i>Taraxacum</i> sp.	1%	<i>Aster alpinus</i>	5%
<i>Trifolium repens</i>	5%	<i>Bartsia alpina</i>	5%
<i>Veronica chamaedrys</i>	5%	<i>Campanula scheuchzeri</i>	5%
		<i>Gentiana acaulis</i>	5%
Espèce intégrée pour l'indicateur seuillé uniquement		<i>Helianthemum italicum</i>	5%
		<i>Laserpitium halleri</i>	5%
<i>Cirsium acaulon</i>	5%	<i>Polygala alpestris</i>	5%
		<i>Potentilla grandiflora</i>	10%
		<i>Senecio doronicum</i>	5%
		<i>Thymus serpyllum</i> aggr.	5%
		<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	5%

Tableau 58: liste des taxons indicateurs d'eutrophisation et taxons de pelouses calcaires alpines et subalpines potentiellement « typiques » des pelouses non eutrophisées

Comme pour les nardaies, deux types d'indicateurs peuvent être proposés : soit le recouvrement cumulé des espèces indicatrices d'eutrophisation, utilisable pour l'analyse de relevés en points-contacts, soit en nombre d'espèces dépassant le seuil de 1 % ou 5 %, utilisables pour des évaluations sur le terrain. Les mêmes indicateurs pour les espèces « typiques » peuvent permettre de confirmer les évaluations en cas de doute, mais en cas de sur-piétinement, ces espèces typiques ne sont plus présentes.

Recouvrement cumulé des espèces indicatrices d'eutrophisation (sans <i>Cirsium acaulon</i>) < 10 % → état favorable
Recouvrement cumulé des espèces indicatrices d'eutrophisation (sans <i>Cirsium acaulon</i>) compris entre 10 et 33 % → état altéré
Recouvrement cumulé des espèces indicatrices d'eutrophisation (sans <i>Cirsium acaulon</i>) ≥ 33 % → état dégradé

Présence au maximum d'1 seule espèce indicatrice d'eutrophisation à recouvrement (avec <i>Cirsium acaulon</i>) ≥ seuil → état favorable
2 ou 3 espèces indicatrices d'eutrophisation (avec <i>Cirsium acaulon</i>) à recouvrement ≥ seuil → état altéré
4 espèces indicatrices d'eutrophisation (avec <i>Cirsium acaulon</i>) à recouvrement ≥ 5 %, ou plus → état dégradé

Vu le manque de données, il est difficile de trouver des indicateurs complémentaires. Nous notons juste que *Plantago maritima* subsp. *serpentina* semble très présent dans les quelques relevés classés en état de conservation altéré.

Enfin, le relevé org11 situé parmi les relevés altérés sur la Figure 90 est le seul aussi affecté par la présence de sol nu. Les deux clés précédentes ne le classent pas en état altéré sur le gradient d'eutrophisation, car les espèces eutrophes présentes sont des graminées non retenues dans les indicateurs. L'application de la clé proposée pour le gradient de sur-piétinement affecte néanmoins ce relevé en état altéré.

3.3.4- Analyse des pelouses calcaires alpines et subalpines par dégradation : sur-piétinement avec destructuration du tapis végétal

Contrairement aux autres milieux, nous avons pu échantillonner des sites et réaliser des relevés sur des pelouses à séslerie ayant subi un sur-piétinement de la part des troupeaux, essentiellement lors de la campagne de terrain en été 2020.

L'analyse réalisée avec les relevés de 2020 concerne 39 relevés (relevé V1 mis de côté car trop atypique sur les AFC). Dans un premier temps, nous montrons les résultats avec les relevés du type SA3 « pelouses à dryades » présentant naturellement du sol nu du fait de conditions édaphiques particulières, puis sans, car ces relevés ont un poids trop important par rapport au sur-piétinement. L'AFC sans les relevés SA3 montre alors que l'axe 1 est bien lié au gradient de sur-piétinement, représenté par hypothèse par le degré de recouvrement du sol nu (voir Figure 91), même si quelques relevés sans sol nu sont plus ou moins superposés aux relevés affectés par des forts recouvrement de sol nu. A noter que les 3 relevés présentant une légère eutrophisation sont situés en bas des graphiques, signifiant que l'axe 3 est lié aussi à ce facteur de dégradation.

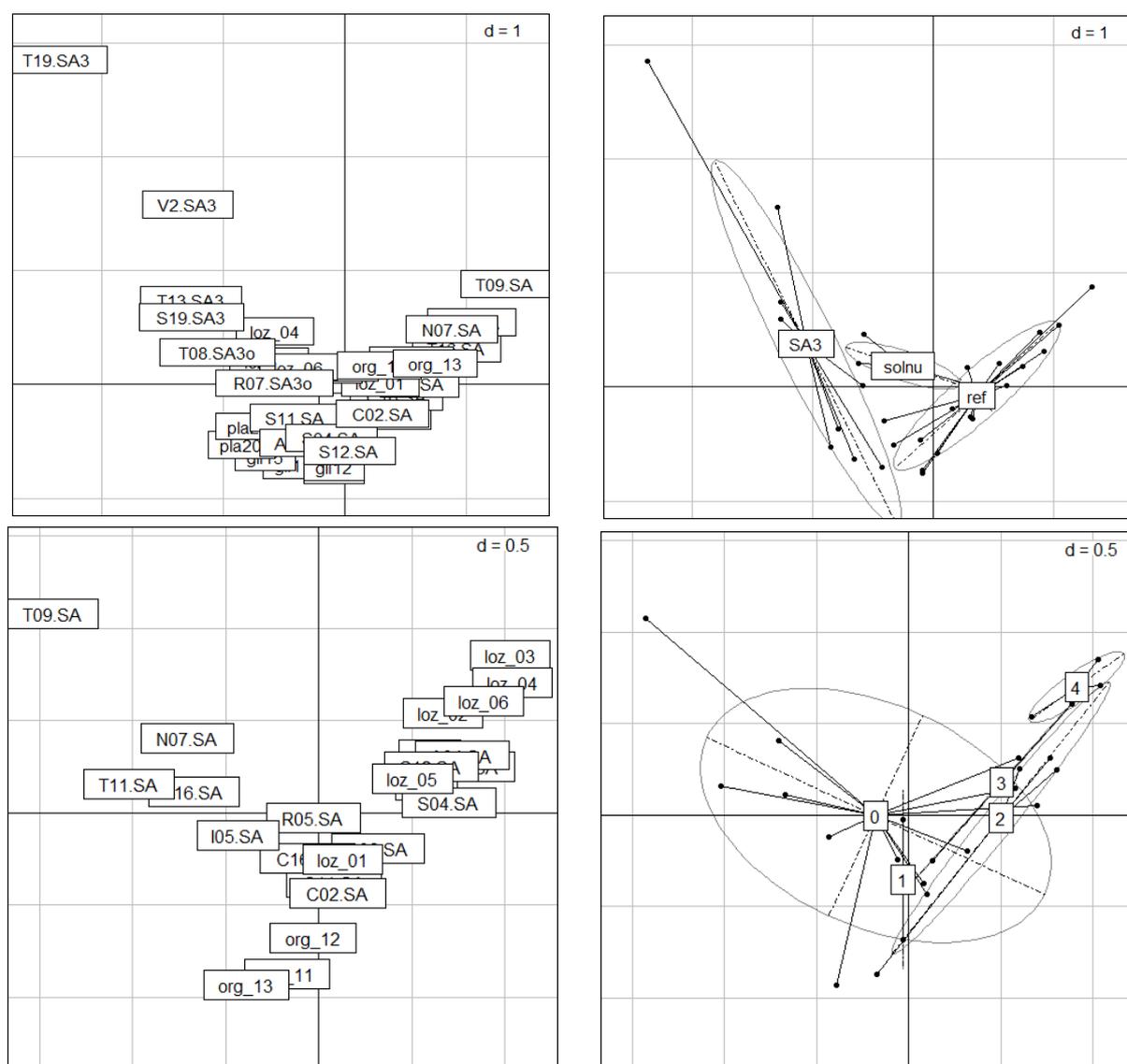


Figure 91: projection des relevés de pelouses calcaires alpines et subalpines « sur-piétinées » sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances

En haut : avec les relevés SA3 montrant l'effet milieu dominant ; en bas sans les relevés SA3
A gauche, numéros des relevés ; à droite, relevés classés selon les classes de recouvrement de sol nu.

Les coordonnées des espèces sur cet axe 1 permettent de proposer la liste des espèces de pelouses calcaires alpines et subalpines sensibles au sur-piétinement et la liste des espèces indicatrices des pelouses sur-piétinées (voir Tableau 59). Il est aussi à noter que l'ensemble des espèces structurantes des pelouses calcaires alpines et subalpines et les espèces à large amplitude se retrouvent avec des coordonnées proches de zéro, ce qui signifie qu'elles réagissent peu au sur-piétinement. La liste des espèces typiques du sur-piétinement ne compte que quelques espèces vraiment fréquentes, majoritairement herbacées, avec seulement 4 espèces vraiment positionnées à l'extrémité de l'axe : *Dryas octopetala*, *Hippocrepis comosa*, *Polygala chamaebuxus* et *Globularia cordifolia*. La plupart des autres présentent des fréquences très faibles, et certaines n'ont pas une écologie en cohérence avec le gradient étudié ; leur présence est plutôt d'après nous fortuite : *Erica carnea* (lié au site inventorié), *Polygala vulgaris*, *Gymnadenia nigra*... Seules quelques espèces sont vraiment typiques des milieux rudéraux ou des pelouses rocailleuses : *Gypsophila repens*, *Hieracium villosum*, *Carex myosuroides*, *Trisetum distichophyllum*, *Erysimum helveticum*, *Leontopodium nivale*, *Biscutella laevigata*.

A l'autre extrémité du gradient, nous retrouvons aussi plutôt des espèces peu fréquentes dans le jeu de données, voire des espèces plutôt indicatrices d'eutrophisation. Une sélection assez poussée a donc été nécessaire afin de ne cibler que des espèces « typiques ».

Taxon	Axe 1	N relevés concernés	Rec. moyen
Anthoxanthum odoratum	0,538	6	0,021
Oxytropis campestris	0,591	3	0,007
Agrostis capillaris	0,678	2	0,003
Clinopodium alpinum	0,680	3	0,003
Anemone alpina	0,696	1	0,004
Ranunculus sartorianus	0,696	1	0,002
Silene nutans	0,696	1	0,001
Festuca rubra aggr.	0,719	6	0,026
Viola calcarata	0,837	4	0,005
Pilosella officinarum	0,915	6	0,010
Thalictrum aquilegifolium	1,022	1	0,003
Pulmonaria angustifolia	1,075	4	0,010
Geum montanum	1,083	5	0,012
Centaurea uniflora	1,179	7	0,055
Phleum alpinum	1,204	3	0,005
Senecio doronicum	1,207	5	0,011
Laserpitium halleri	1,209	2	0,005
Betonica hirsuta	1,209	3	0,006
Euphorbia cyparissias	1,254	2	0,005
Bellardiachloa violacea	1,289	2	0,005
Briza media	1,377	3	0,012
Crocus vernus	1,391	2	0,003
Astragalus danicus	1,531	1	0,007
Poa alpina	1,531	1	0,001
Valeriana officinalis	1,531	1	0,002
Leontodon hispidus	1,549	2	0,002
Potentilla aurea	1,549	2	0,002
Onobrychis montana	1,589	4	0,021
Achillea millefolium	1,712	2	0,003
Sempervivum tectorum	1,712	2	0,003
Trisetum flavescens	1,803	2	0,002
Avenula pubescens	1,809	3	0,005
Trifolium montanum	1,985	2	0,011
Phyteuma betonicifolia	2,075	1	0,001
Poa chaixii	2,075	1	0,005
Rumex acetosa	2,075	1	0,001

Taxon	Axe 1	N relevés concernés	Rec. moyen
Hieracium murorum	-1,630	1	0,001
Gypsophila repens	-1,425	1	0,001
Hieracium villosum	-1,318	2	0,003
Dryas octopetala	-1,265	8	0,055
Hippocrepis comosa	-1,200	4	0,005
Carex myosuroides	-1,140	1	0,001
Erica carnea	-0,897	2	0,005
Trisetum distichophyllum	-0,896	1	0,003
Polygala chamaebuxus	-0,885	5	0,013
Erysimum helveticum	-0,811	1	0,001
Helianthemum italicum	-0,744	12	0,027
Gymnadenia nigra	-0,725	1	0,002
Polygala vulgaris	-0,725	1	0,001
Bellidiastrum michelii	-0,723	1	0,003
Myosotis alpestris	-0,723	1	0,001
Erigeron alpinus	-0,717	2	0,004
Thymus pulegioides	-0,717	2	0,004
Helictochloa versicolor	-0,714	2	0,005
Pilosella lactucella	-0,709	2	0,002
Trollius europaeus	-0,709	2	0,002
Primula farinosa	-0,707	2	0,008
Parnassia palustris	-0,703	2	0,003
Aster alpinus	-0,697	6	0,013
Globularia cordifolia	-0,694	10	0,028
Biscutella laevigata	-0,692	1	0,001
Homogyne alpina	-0,692	1	0,001
Leontopodium nivale	-0,692	1	0,001

Taxon	Axe 1	N relevés concernés	Rec. moyen
Agrostis alpina	-0,641	9	0,052
Anthyllis vulneraria	-0,588	10	0,022
Sesleria caerulea	-0,573	19	0,192
Lotus comiculatus	-0,257	12	0,041
Carex sempervirens	-0,161	21	0,171
Thymus serpyllum aggr.	-0,084	13	0,039
Festuca ovina aggr.	0,007	20	0,183
Galium pumilum	0,224	12	0,018
Helianthemum nummularium	0,369	18	0,195
Potentilla grandiflora	0,417	10	0,051

Tableau 59: liste des taxons caractéristiques des pelouses sur-piétinées (orange/marron : espèces retenues dans les analyses suivantes), taxons de pelouses calcaires alpines et subalpines sensibles au sur-piétinement (vert : espèces retenues dans les analyses suivantes ; blanc : non retenues), et taxons fréquents et indifférents au sur-piétinement (en bleu), classés selon leurs coordonnées sur le premier axe de l'AFC.

Pour plus de détail, voir en annexe n°xx les graphiques de comportement de leur recouvrement en fonction des coordonnées des relevés sur l'axe 1 de l'AFC pour la plupart des espèces listées ci-dessus.

La proportion de ces deux groupes d'espèces dans chaque relevé a permis de construire les deux diagrammes suivants (Figure 92 et Figure 93), où l'on a individualisé les groupes correspondant potentiellement aux différents états de conservation.

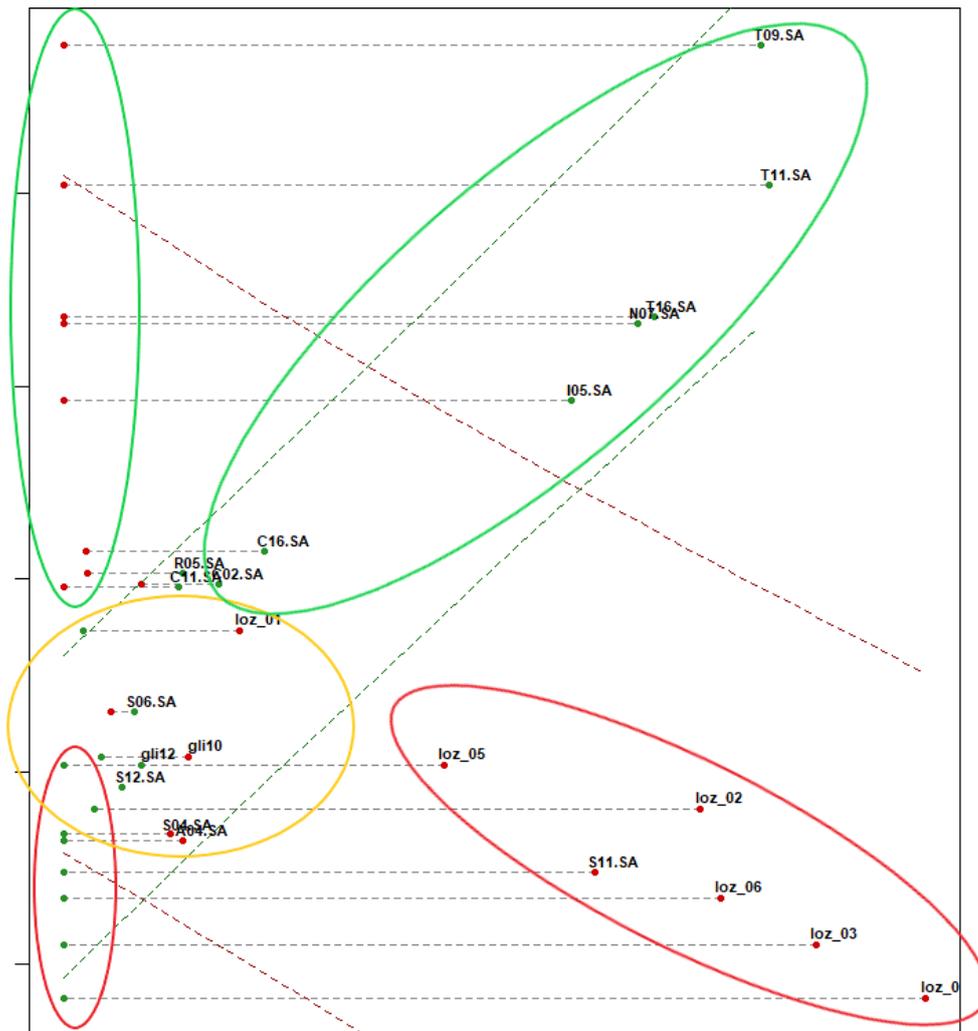


Figure 92: diagramme de la succession pelouses calcaires alpines et subalpines sur-piétinées

Les points verts donnent les R_{typ} , recouvrements relatifs des espèces sensibles au sur-piétinement (« espèces typiques »), les points rouges les R_{deg} , ceux des espèces indicatrices de sur-piétinement. Les lignes obliques matérialisent les intervalles de fluctuation au seuil 0,9 des modèles linéaires : Coordonnée = $f(R_{typ})$ et Coordonnée = $f(R_{deg})$, respectivement. Les enveloppes de couleur présentent les 3 groupes constitués pour les analyses suivantes.

Les relevés S12, gli12, S06 se situent à part sur ce graphique avec très peu d'espèces typiques malgré l'absence ou la très faible présence d'espèces indicatrices de sur-piétinement. Ces 3 relevés ont toutefois été classés en état altéré pour la suite.

Contrairement aux gradients de colonisation ligneuse et d'eutrophisation, nous n'avons pas distingué de 4ème groupe relevant potentiellement d'un autre habitat (rudéral). En effet, la composition floristique des relevés, même ceux les plus extrêmes en termes de recouvrement de sol nu, reste conforme à la celle des pelouses calcaires alpines et subalpines. A la différence des deux autres gradients, il est aussi notable que les espèces « sensibles au sur-piétinement » retenues sont absentes des relevés les plus dégradés, et sont rares dans le groupe « altéré ». L'effet du sur-piétinement a donc *a priori* un effet différent sur la composition floristique de ces pelouses, ce qui est très visible sur la Figure 93.

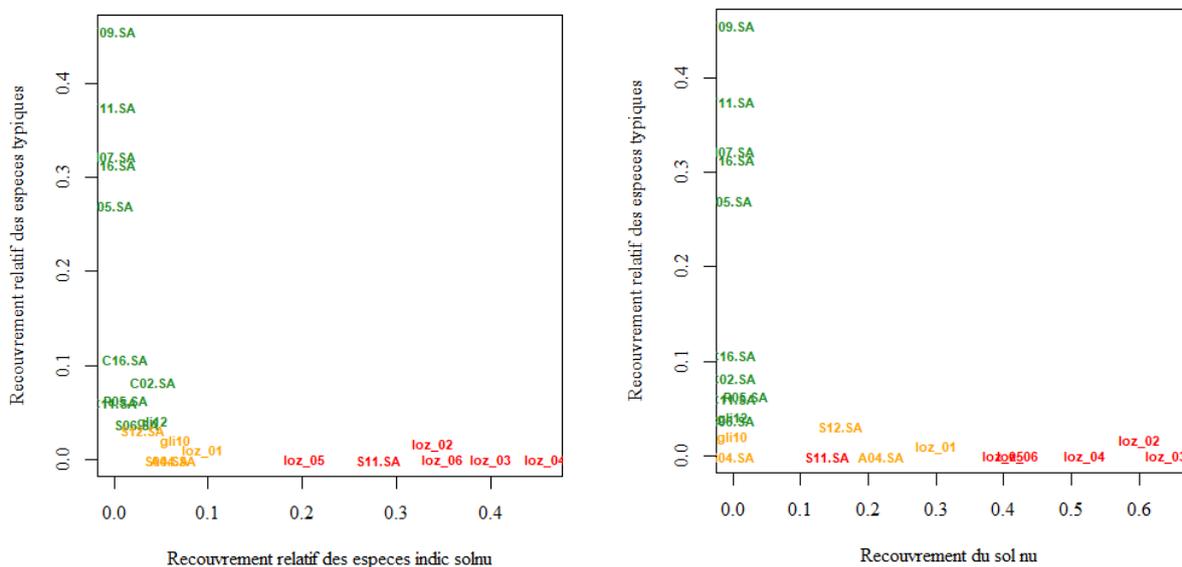


Figure 93 : classification des états de conservation le long du gradient de sur-piétinement pour les pelouses calcaires alpines et subalpines selon $R_{typ} = f(R_{deg})$.

A gauche, en abscisse le recouvrement relatif des espèces indicatrices de sur-piétinement ; à droite en abscisse le recouvrement de sol nu

Vert : état favorable ; orange: état altéré ; rouge : état dégradé.

Le graphique de droite de la Figure 93 montre que l'indicateur « recouvrement de sol nu » est très pertinent. Seuls quelques relevés se retrouvent mal positionnés : S11 a peu de sol nu malgré une forte proportion d'espèces indicatrices de sur-piétinement, A04, gli10, S06 n'ont pas de sol nu malgré l'absence d'espèces « typiques ». Tous ces relevés, sauf gli10, se révèlent être aussi caractérisés par une très faible richesse spécifique (voir Figure 96), qui est reconnu par plusieurs auteurs comme un autre bon indicateur du sur-piétinement, sauf pour ces pelouses à séslerie (Conradi et al., 2015). Les relevés gli10 et S04, vu leur localisation dans le bas des deux graphiques, semblent correspondre aux cas où le sur-piétinement affecte la richesse spécifique par disparition des espèces les plus sensibles, avant que n'apparaissent des plages de sol nu.

Avant de proposer une clé, il nous a semblé important de voir s'il était possible de distinguer les sites où des plages de sol nu apparaissent à cause d'un sur-piétinement de ceux où son origine est naturelle. Pour cela, nous avons refait des analyses en injectant des relevés du type SA3 « pelouses à dryades » (Voir Bornard et al., 1986), qui est un faciès naturellement écorché des pelouses alpines et subalpines calcaires.

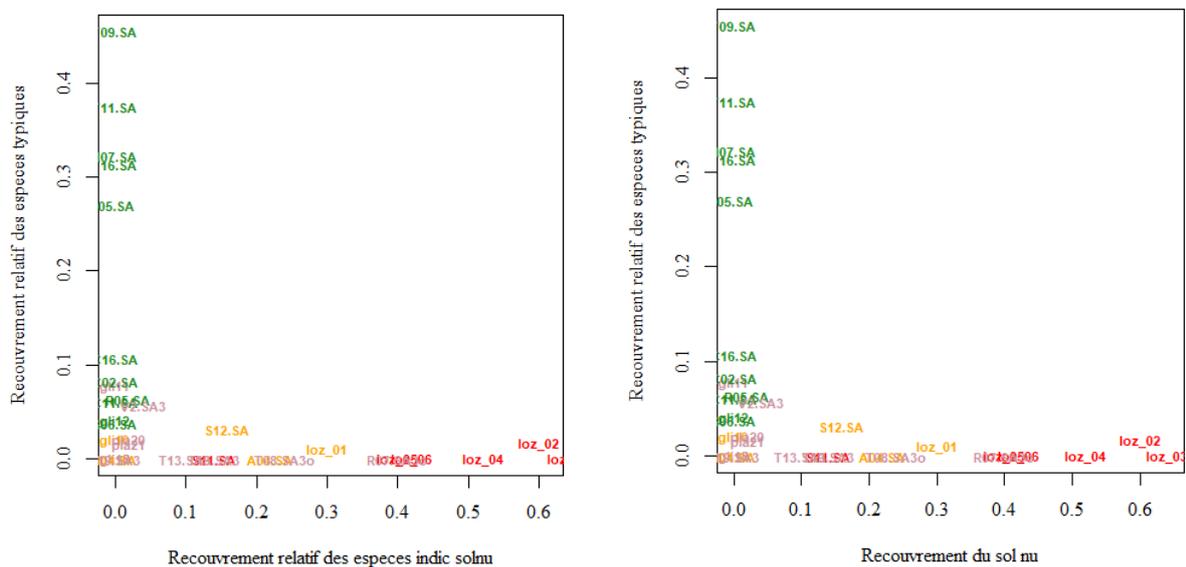


Figure 94 : classification des états de conservation le long du gradient de sur-piétinement pour les pelouses calcaires alpines et subalpines et les relevés de type SA3 selon $R_{typ} = f(R_{deg})$.

A gauche, en abscisse le recouvrement relatif des espèces indicatrices de sur-piétinement ; à droite en abscisse le recouvrement de sol nu

Vert : état favorable ; orange: état altéré ; rouge : état dégradé ; mauve : SA3.

La Figure 91 montre qu'il y a une différence nette entre les relevés SA3 et les pelouses alpines et subalpines calcaires, y compris celles affecté par un sur-piétinement. Si l'on projette les relevés sur les mêmes graphiques que la Figure 93, ces relevés SA3 ne se distinguent en revanche pas (voir Figure 94).

Nous avons donc cherché des critères de distinction floristiques pouvant discriminer ces relevés SA3 des pelouses sur-piétinées. Pour cela, nous avons extrait du jeu de données ces deux types de relevés et réalisé une AFC afin de récupérer les coordonnées des relevés et des espèces sur l'axe1, puis diagonaliser le tableau des relevés (voir annexe xx), afin de repérer les cortèges floristiques discriminants. Chaque groupe peut être ainsi caractérisé (voir Tableau 60) :

	Pelouses alpines et subalpines sur-piétinées	Type SA3
Sol nu	présent voire dominant (par sélection)	absent à dominant
Espèces différentes	<i>Helianthemum nummularium</i> <i>Polygala chamaebuxus</i> <i>Plantago maritima subsp. serpentina</i> <i>Hippocrepis comosa</i> <i>Alchemilla sect. Alpina</i> <i>Carlina acaulis</i> <i>Thymus serpyllum aggr.</i> <i>Bupleurum ranunculoides</i> <i>Phyteuma orbiculare</i>	<i>Poa alpina</i> <i>Salix reticulata</i> <i>Bistorta vivipara</i> <i>Vaccinium vitis-idaea ou myrtillus *</i> <i>Carex myosuroides</i> <i>Rhododendron ferrugineum *</i> <i>Bartsia alpina</i> <i>Helictochloa versicolor</i> <i>Homogyne alpina</i> <i>Scorzoneroides pyrenaica</i> <i>Anthoxanthum odoratum</i> <i>Campanula scheuchzeri</i>
Espèces indifférentes	<i>Globularia cordifolia</i> <i>Helianthemum italicum</i> <i>Galium pumilum</i> <i>Festuca ovina aggr.</i> <i>Carex sempervirens</i>	<i>Sesleria caerulea</i> <i>Anthyllis vulneraria</i> <i>Dryas octopetala</i> <i>Agrostis alpina</i> <i>Soldanella alpina</i>

Tableau 60: critères floristiques distinctifs entre les pelouses alpines et subalpines calcaires sur-piétinées et les pelouses du type SA3.

En gras les espèces particulièrement fréquentes et recouvrantes, voire dominantes

* certains relevés SA3 sont plus ou moins colonisés par la lande, certains seraient classés en état de conservation altéré en utilisant la clé proposée au chapitre 3.3.2

Après plusieurs essais, nous pouvons faire une première proposition de liste d'espèces indicatrices (voir Tableau 61).

Espèces indicatrices de sur-piétinement	Espèces « typiques » des pelouses à selérie non sur-piétinées
<i>Bellidiastrum michelii</i>	<i>Arnica montana</i>
<i>Gypsophila repens</i>	<i>Centaurea uniflora</i>
<i>Hieracium villosum</i>	<i>Gentiana acaulis</i>
<i>Hippocrepis comosa</i>	<i>Geum montanum</i>
<i>Myosotis alpestris</i>	<i>Laserpitium halleri</i>
<i>Trisetum distichophyllum</i>	<i>Onobrychis montana</i>
	<i>Plantago alpina</i>
	<i>Polygala alpestris</i>
	<i>Potentilla grandiflora</i>
	<i>Senecio doronicum</i>
	<i>Trifolium pratense</i>
	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>

Tableau 61: liste des taxons indicateurs de sur-piétinement et taxons de pelouses calcaires alpines et subalpines potentiellement « typiques » des pelouses non sur-piétinées

La clé proposée n'utilise donc qu'un indicateur principal, le recouvrement du sol nu. Comme le montre nos résultats du 3.3.6., la richesse spécifique, que l'on peut aussi traduire dans la clé sous la forme d'un indicateur de disparition d'espèces, reste un indicateur complémentaire à utiliser lorsque le sur-piétinement ne conduit pas à créer des plages de sol nu (en général des drailles). Nous proposons la clé suivante :

1- Absence de sol nu (d'origine anthropique ou pastorale)	→ 2
2- Richesse spécifique supérieure à 30 espèces sur qq m ² et présence de la majorité des espèces sensible au sur-piétinement	→ état favorable
2- Richesse spécifique inférieure à 30 espèces sur qq m ² et absence de la majorité des espèces sensible au sur-piétinement	→ état altéré (essayer de confirmer qu'il y a bien sur-piétinement soit en s'appuyant sur la connaissance des acteurs locaux, soit en repérant des plages de sol nu à proximité)
1- Présence de sol nu (d'origine anthropique ou pastorale, souvent sous forme de drailles)	→ 3
3- [pelouses affectées par une colonisation par les ligneux (<i>Vaccinium ssp.</i> , rhododendron) ou majorité des espèces suivantes absentes : <i>Helianthemum nummularium</i> , <i>Polygala chamaebuxus</i> , <i>Plantago maritima subsp. serpentina</i> , <i>Hippocrepis comosa</i> , <i>Alchemilla sect. alpina</i> , <i>Carlina acaulis</i> , <i>Thymus serpyllum aggr.</i> , <i>Bupleurum ranunculoides</i> , <i>Phyteuma orbiculare</i>] & recouvrement de la dryade > 10 %	→ Type SA3 « pelouses à dryades », état favorable
3- Conditions non remplies	→ 4
4- Recouvrement du sol nu d'origine anthropique ou pastorale < 33 %	→ état altéré
4- Recouvrement du sol nu d'origine anthropique ou pastorale ≥ 33 %	→ état dégradé

Avec cette clé de tri, la concordance avec la classification issue du diagramme de succession est de 94 %.

EC clé \ EC diag.	F	A	D	SA3
F	12	0	0	0
A	0	4	0	0
D	0	1	5	0
SA3	0	0	1	9

Tableau 62 : matrice des attributions d'état de conservation suivant la classification issue du diagramme de succession et celle en utilisant la clé de tri.

Cette clé est inévitablement réductrice et sujette à caution, car elle a été conçue à partir de notre jeu de données. Afin de la rendre plus générale et aider les opérateurs dans leur évaluation, nous présentons en complément, pour chaque état de conservation, une description plus complète. Les critères mis en avant sont ceux qui n'ont pas été retenus, car pas assez discriminants :

<p>Etat de conservation favorable</p> <ul style="list-style-type: none"> Espèces sensibles au sur-piétinement bien présentes : au moins deux de ces espèces en recouvrement ≥ 5 %, recouvrement cumulé de ces espèces > 10 % 	<p>Etat de conservation altéré</p> <ul style="list-style-type: none"> Espèces sensibles au sur-piétinement rares ou absentes Espèces indicatrices du sur-piétinement présentes : entre 1 et 3 espèces en recouvrement ≥ 5 %, mais recouvrement cumulé < 25 %
<p>Etat de conservation dégradé</p> <ul style="list-style-type: none"> Espèces sensibles au sur-piétinement rares ou absentes Espèces indicatrices du sur-piétinement bien présentes : au moins 4 espèces en recouvrement ≥ 5 %, recouvrement cumulé > 25 % 	<p>Type SA3</p> <ul style="list-style-type: none"> Espèces sensibles au sur-piétinement en présence variable Espèces indicatrices de sur-piétinement bien présentes : hors <i>Dryas octopetalla</i> caractéristique de ce type de végétation, entre 1 et 2 espèces en recouvrement phyto ≥ 5 %, recouvrement cumulé en général < 25 % (sauf exception comme par exemple

3.3.5- Analyse des pelouses calcaires alpines et subalpines pour les autres dégradation : surpâturage et expansion des espèces non consommées

Le jeu de données ne permet aucune analyse, sauf pour les espèces épineuses ont un effet couplé à l'eutrophisation (voir chapitre 3.3.2).

3.3.6- Lien entre état de conservation et biodiversité

L'analyse possible concerne les gradients de colonisation par la lande et de sur-piétinement. La Figure 95 abouti au même résultat que pour les nardaies, à savoir l'absence d'effet de l'état de conservation sur la diversité spécifique des pelouses calcaires alpines et subalpines sur le gradient de colonisation ligneuse. Selon l'échelle de perception, la diversité spécifique des landes est en revanche bien différentes : elle est nettement plus faible si l'on ne tient compte que des espèces contactées par l'aiguille, mais inversement plutôt forte si l'on regarde les espèces encore présentes autour de la ligne. Les éricacées, probablement grâce à leur capacité à sécréter des substances allélopathiques, ont tendance à dominer fortement la végétation, mais sans arriver à éliminer complètement les autres espèces herbacées. Cet indicateur n'est donc pas utilisable pour discriminer les différents états de conservation.

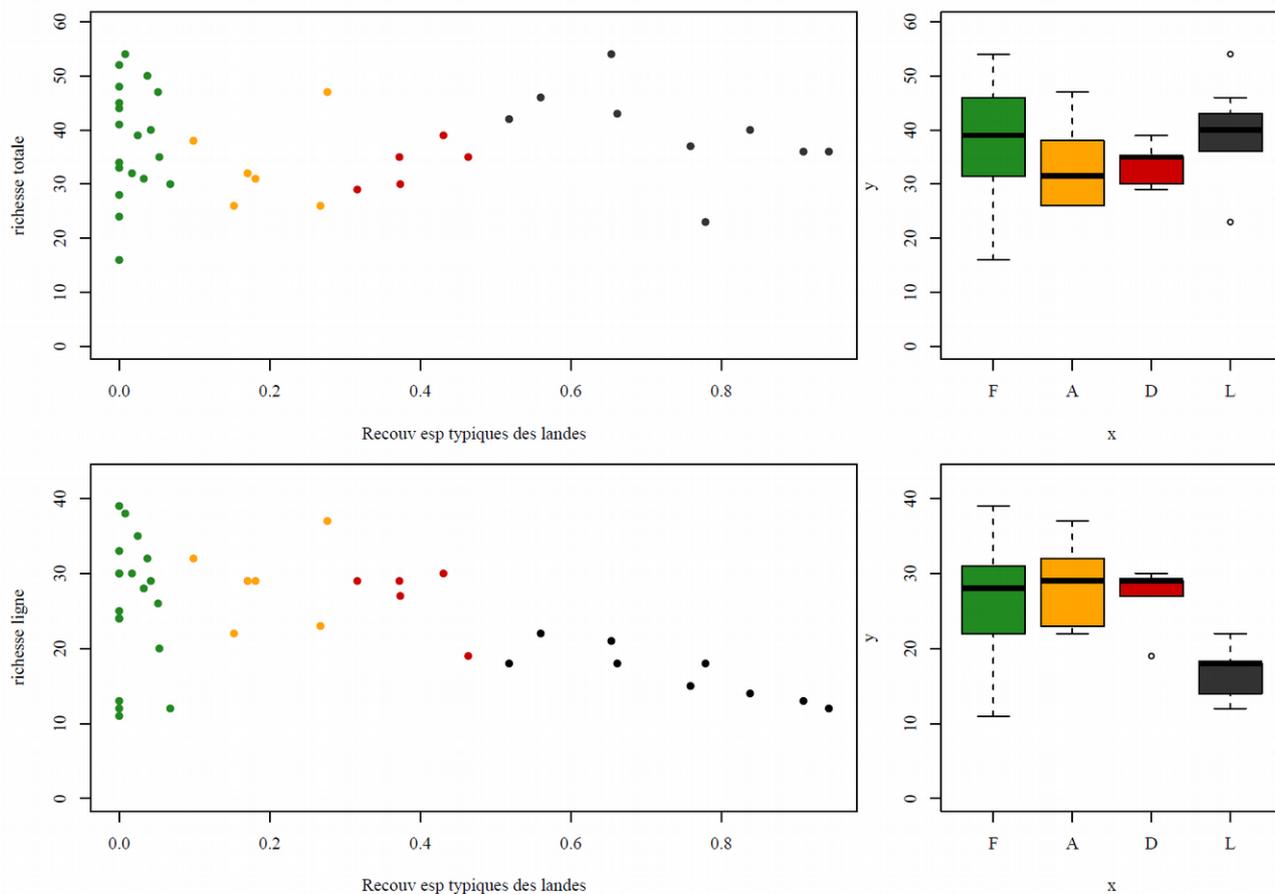


Figure 95 : richesse spécifique totale sur le relevé (graphique du haut) et sur la ligne (graphique du bas) selon l'état de conservation sur le gradient de colonisation ligneuse ; deux modes de visualisation : à gauche, chaque relevé est représenté par un point sur le gradient de recouvrement du sol nu ; à droite une représentation en « boîte à moustaches »

vert : favorable ; orange : altéré ; rouge : dégradé ; noir : lande

Les résultats sont en revanche très différents pour le sur-piétinement, qui a un impact notable sur la richesse spécifique (voir Figure 96). Tous les relevés classés en état altéré ou dégradé, sauf un, ont une richesse spécifique nettement inférieure aux relevés classés en état de conservation favorable. Nos résultats sont donc en parfaite cohérence avec les résultats de plusieurs autres études (Bell & Bliss, 1973 ; Peglion, 2017), sauf pour les pelouses à séslerie ! (Conradi et al., 2015). Nous trouvons aussi que les espèces structurantes de ces pelouses ne sont pas trop affectées par le sur-piétinement, et qu'il n'y a pas vraiment apparition d'espèces indicatrices avec le sur-piétinement. Notre jeu de données ne permet néanmoins pas de prouver strictement que la richesse spécifique diminue avant que n'apparaisse les premières surfaces de sol nu. La clé d'évaluation de l'état de conservation a donc été complétée par un critère de richesse spécifique : les relevés sont en état de conservation favorables s'ils ont au moins 30 espèces au total ou 20 espèces sur les points, les espèces sensibles du sur-piétinement étant fréquentes (voir Tableau 59).

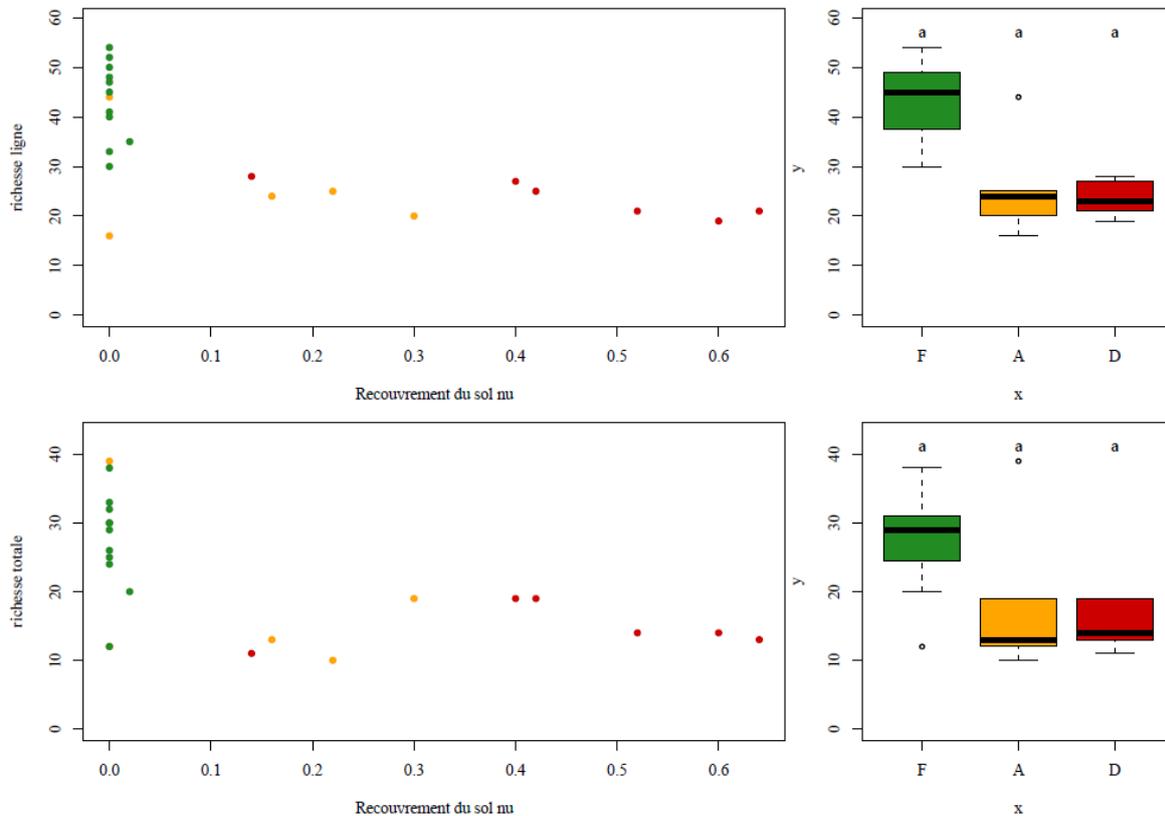


Figure 96 : richesse spécifique totale sur le relevé (graphique du haut) et sur la ligne (graphiques du bas) selon l'état de conservation sur le gradient de sur-piétinement ; deux modes de visualisation : à gauche, chaque relevé est représenté par un point sur le gradient de recouvrement du sol nu ; à droite une représentation en « boîte à moustaches »

vert : favorable ; orange : altéré ; rouge : dégradé

3.3.7- Conclusion pour les pelouses calcaires alpines et subalpines : proposition de grilles, domaine de validité, limites

Notre méthode de travail mise au point sur les nardaies permet d'aboutir aussi à des propositions de grille d'évaluation de l'état de conservation pour les pelouses alpines et subalpines calcaires. Chaque gradient de dégradation est à évaluer localement de manière indépendante, et l'évaluation finale est obtenue en prenant le plus mauvais état obtenu.

Grâce à un jeu de données suffisant, nous pouvons même faire une proposition de clé d'évaluation argumenté sur des critères de composition floristique pour le gradient de sur-piétinement. Néanmoins, en comparaison avec les nardaies, la grille d'évaluation pour évaluer l'effet de l'eutrophisation est certainement moins performante à cause d'un manque de données. Comme pour les nardaies, ni les espèces caractéristiques de cet habitat sur le plan phytosociologique (*Androsace villosa*, *Carex sempervirens*, *Clinopodium alpinum*, *Gentiana clusii*, *Leontopodium nivale*, *Sesleria caerulea*...), ni les espèces particulièrement abondantes (*Sesleria caerulea*, *Carex sempervirens*, *Festuca laevigata*, *Globularia cordifolia*...) (Villaret et al., 2019) ne sont indicatrices pour évaluer l'état de conservation.

Les grilles doivent *a priori* pouvoir être appliquées à l'ensemble des faciès de cet habitat, y compris les faciès naturellement érodés de pelouses à dryade à huit pétales correspondant au type SA3 de la typologie des végétations de Vanoise (Bornard et al., 1986).

Évaluation de l'état de conservation des pelouses calcaires alpines et subalpines (UE 6170) - Grille d'analyse (février 2022)		Etat de conservation				
PARAMÈTRE	CRITÈRE	TYPE D'ALTERATION	Clé de caractérisation de l'état de conservation au niveau de l'unité évaluée	Critères complémentaires à titre d'information pouvant aider l'évaluateur	Etat de conservation	
Composition, structure, fonctions	Structure de la végétation et composition spécifique	Gradient de colonisation par la lande	Recouvrement total des ligneux < 25 %	<ul style="list-style-type: none"> Au moins une des espèces sensibles à la colonisation ligneuse dépassent 5% de recouvrement : <i>Betonica hisida</i>, <i>Briza media</i>, <i>Cerastium arvense</i>, <i>Cirsium acaulon</i>, <i>Festuca nigrescens</i>, <i>Oxytropis campestris</i>, <i>Phloxella affinarum</i>, <i>Pulmonaria angustifolia</i>, <i>Senecio doronicum</i> recouvrement important de <i>Helianthemum italicum</i>, <i>H. nummularium</i>, <i>Leucanthemum vulgare</i>, <i>Potentilla grandiflora</i> 	Favorable	
			Recouvrement total des ligneux ≤ 50 %	<ul style="list-style-type: none"> absence ou rareté de <i>Vaccinium myrtillus</i> et <i>V. uliginosum</i> (<5%) ligneux limités à <i>Cotoneaster intergerimus</i>, <i>Juniperus nana</i>, <i>Polygala chamaebuxus</i>, <i>Vaccinium vitis-idaea</i> absence d'<i>Avenella flexuosa</i> recouvrement encore important de <i>Helianthemum italicum</i>, <i>H. nummularium</i>, <i>Leucanthemum vulgare</i>, <i>Potentilla grandiflora</i> 	altéré	
Composition spécifique	Composition spécifique	Gradient d'eutrophisation	Recouvrement total des ligneux ≥ 25 %	<p>2 options :</p> <ul style="list-style-type: none"> - au moins une des conditions suivantes remplies : recouv <i>Helianthemum italicum</i> ≥ 5%, recouv <i>Helianthemum nummularium</i> ≥ 10%, recouv <i>Dryas octopetala</i> ≥ 5%, recouv <i>Cardus defratus</i> ≥ 5%, recouv <i>Scorzenoïdes pyrenica</i> ≥ 5% - aucune des conditions suivantes remplies : recouv <i>Rhododendron ferrugineum</i> ≥ 10%, recouv <i>Vaccinium myrtillus</i> ≥ 10%, recouv <i>V. uliginosum</i> ≥ 10% 	<ul style="list-style-type: none"> absence d'<i>Avenella flexuosa</i> <i>Potentilla grandiflora</i>, <i>Anthyllis vulneraria</i>, <i>Bistorta vivipara</i>, <i>Leucanthemum vulgare</i>, <i>Scabiosa lucida</i> régulièrement présentes recouvrement de la seslerie en général ≥ 10% 	dégradé
			Présence d'1 seule espèce indicatrice d'eutrophisation au maximum	Conditions non remplies	<ul style="list-style-type: none"> absence ou rareté de <i>Helianthemum italicum</i>, <i>H. nummularium</i>, <i>Leucanthemum vulgare</i>, <i>Potentilla grandiflora</i>, <i>Anthyllis vulneraria</i>, <i>Bistorta vivipara</i>, <i>Dryas octopetala</i>, <i>Scabiosa lucida</i>, <i>Trifolium pratense</i> présence quasi systématique voire abondance d' <i>Avenella flexuosa</i> présence régulière de <i>Nardus stricta</i> et/ou <i>Trifolium alpinum</i> 	Landé
Composition spécifique	Composition spécifique	Gradient d'eutrophisation	2 ou 3 espèces indicatrices d'eutrophisation	<p>Présence d'1 seule espèce indicatrice d'eutrophisation au maximum</p>	<p>Au moins 1 espèce sensible à l'eutrophisation avec recouvrement ≥ 5% (sauf si présence de sol nu lié au surpiétinement)</p>	Favorable
			4 espèces indicatrices d'eutrophisation ou plus	Habitats eutrophes non caractérisables par manque de données	<p>Aucune espèce sensible à l'eutrophisation avec recouvrement ≥ 5%</p> <p>Recouvrement de <i>Plantago maritima</i> subsp. <i>serpentina</i> souvent important</p> <p>Aucune espèce sensible à l'eutrophisation avec recouvrement ≥ 5%</p>	altéré

Figure 97 : grille d'évaluation de l'état de conservation des pelouses calcaires alpines et subalpines (UE 6170)

Altités de la couverture végétale		Atteintes au niveau de l'unité		Etat de conservatbn de l'unité évaluée		Favorable	
Absence de sol nu (issu du surpiétagement ou des travaux)		Richesse spécifique ≥ 30 espèces sur qq m ² et présence de la majorité des espèces sensibles au sur-piétagement		Espèces sensibles au sur-piétagement bien présentes : au moins deux de ces espèces en recouvrement phyto > 1, recouvrement cumulé de ces espèces > 10 %		Espèces indicatrices du sur-piétagement absentes	
Présence de sol nu (issu du sur-piétagement ou des travaux)		Richesse spécifique < 30 espèces sur qq m ² et absence de la majorité des espèces sensibles au sur-piétagement		Espèces indicatrices du sur-piétagement présentes : entre 1 et 3 espèces en recouvrement phyto >1, mais recouvrement cumulé faible		altéré	
Pelouses affectées d'une colonisation par les ligneux (<i>Vaccinium ssp.</i> , <i>rhododendron</i>) ou majorité des espèces suivantes absentes : <i>Helianthemum nummularium</i> , <i>Polygala chamaebuxus</i> , <i>Plantago maritima subsp. serpentina</i> , <i>Hippocrepis comosa</i> , <i>Alchemilla sect. alpina</i> , <i>Carlina acaulis</i> , <i>Thymus serpyllum agg.</i> , <i>Bupleurum ranunculoides</i> , <i>Phyteuma orbiculare</i>		Recouvrement de la dryade > 10 %		<ul style="list-style-type: none"> • Espèces sensibles au sur-piétagement en présence variable • Espèces indicatrices du sur-piétagement bien présentes : hors <i>Dryas octopetala</i> typique de ce type de végétation, entre 1 et 2 espèces en recouvrement phyto >1, recouvrement cumulé en général < 0,25 (sauf exception comme par exemple des plages de <i>Globularia coraifolia</i> ou <i>Carex myosuroides</i>) 		Type SA3 (Bernard et al.) "Pelouses à dryade à 8 pétales" naturellement écorchées EC favorable	
Présence de sol nu (issu du sur-piétagement ou des travaux)		Recouvrement du sol nu (issu du surpiétagement ou des travaux) < 33 %		<ul style="list-style-type: none"> • recouvrement de <i>Dryas octopetala</i> < 10% • Espèces sensibles au sur-piétagement rares ou absentes • Espèces indicatrices du sur-piétagement (<i>Bellidistrum michelli</i>, <i>Gypsophyla repens</i>, <i>Hieracium vilosum</i>, <i>Trisetum distichophyllum...</i>) présentes : entre 1 et 3 espèces en recouvrement phyto >1, mais recouvrement cumulé faible • Végétation très appauvrie avec quelques espèces dominantes : <i>Polygala chamaebuxus</i>, <i>Sceleria caerulea</i>, <i>Carex sempervirens</i>, <i>Festuca ovina</i>, <i>Galium pumilum</i>, <i>Globularia coraifolia</i>, <i>Helianthemum italicum</i>, <i>H. nummularium</i>, <i>Lotus corniculatus</i>, <i>Thymus serpyllum</i> 		altéré	
Conditions non remplies		Recouvrement du sol nu (issu du surpiétagement ou des travaux) ≥ 33 %		<ul style="list-style-type: none"> • recouvrement de <i>Dryas octopetala</i> $\geq 10%$ • Espèces sensibles au sur-piétagement rares ou absentes • Espèces indicatrices du sur-piétagement (<i>Bellidistrum michelli</i>, <i>Gypsophyla repens</i>, <i>Hieracium vilosum</i>, <i>Trisetum distichophyllum...</i>) bien présentes : au moins 4 espèces en recouvrement phyto >1, recouvrement cumulé > 0,25 • Végétation très appauvrie avec quelques espèces dominantes : <i>Dryas octopetala</i>, <i>Polygala chamaebuxus</i>, <i>Sceleria caerulea</i>, <i>Carex sempervirens</i>, <i>Festuca ovina</i>, <i>Galium pumilum</i>, <i>Globularia coraifolia</i>, <i>Helianthemum italicum</i>, <i>H. nummularium</i>, <i>Lotus corniculatus</i>, <i>Thymus serpyllum</i> 		dégradé	
est retenu le plus mauvais état des indicateurs « structure de la végétation » et « composition floristique »							

Figure 98 : 2ème partie de la grille d'évaluation de l'état de conservation des pelouses calcaires alpines et subalpines (UE 6170)

Évaluation de l'état de conservation des pelouses calcaires alpines et subalpines (UE 6170) - Grille d'analyse (mars 2021)

PARAMÈTRE	CRITÈRE (pour l'habitat à l'échelle du site)	INDICATEUR (Description des indicateurs)	MODALITÉ	État de conservatbn
Surface couverte	Surface de l'habitat	Evolution de la surface (indiquer les causes de l'évolution)	Stable ou en augmentation perte de 1 à 10% perte de 10 à 25% perte de 25 à 50% Perte >50%	Favorable (0) Favorable (-20) Altéré (-40) Dégradé (-60) Dégradé (-80)
	Composition, structure, fonctions, altérations de la couverture végétale	Synthèse de l'évaluation à l'échelle de l'ensemble des unités évaluées		
Altérations	Altérations au niveau de l'unité liées au surpiédominant ou à des travaux	Formule à partir des % des différents états de conservation obtenus pour chaque unité évaluée		Note = -(% altéré + 1,5 x dégradé)
	Altérations "diffuses" au niveau du site	Altérations dont l'impact est difficilement quantifiable en surface	Altérations négligeables ou nulles Altérations moyennes (ponctuelles, maîtrisées) Altération(s) importante(s), dynamique de l'habitat non remise en cause Altération(s) importante(s), dynamique de l'habitat remise en cause	Favorable (0) Favorable (-20) Altéré (-40) Dégradé (-60)
Etat de conservatbn à l'échelle du site				total

Grille de notation compétente pour l'indicateur "Evolution de la surface" :

Evolution contexte habitat	Stable ou augmentation	Perte 1 à 10 %	Perte 10 à 25 %	Perte 25 à 50 %	Perte > 50 %
Rare, patrimonial (prioritaire) habitat ponctuel (<1 % site)	Favorable 0	Altéré -40	Dégradé -60	Dégradé -80	Dégradé -60
Peu commun, prioritaire ou non peu recouvrant (<5%)	Favorable 0	Altéré -30	Altéré -50	Dégradé -60	Dégradé -80
Commun, prioritaire ou non assez recouvrant (>5%)	Favorable 0	Favorable -20	Altéré -40	Dégradé -60	Dégradé -80
Commun, prioritaire ou non très recouvrant, dominant	Favorable 0	Favorable -10	Altéré -30	Altéré -50	Dégradé -60

Notes obtenues selon le % altéré et dégradé :

%Alt / %Dég	0	10	20	30	40	50	60	70
0	0	10	20	30	40	50	60	70
10	15	25	35	45	55	65	75	85
20	30	40	50	60	70	80	90	100
30	45	55	65	75	85	95	105	115
40	60	70	80	90	100	110	120	
50	75	85	95	105	115	125		
60	90	100	110	120	130			
70	105	115	125	135				

Figure 99 : grille d'évaluation de l'état de conservation des pelouses calcaires alpines et subalpines (UE 6170) à l'échelle d'un site

Liste simplifiée des espèces indicatrices des pelouses calcaires alpines et subalpines

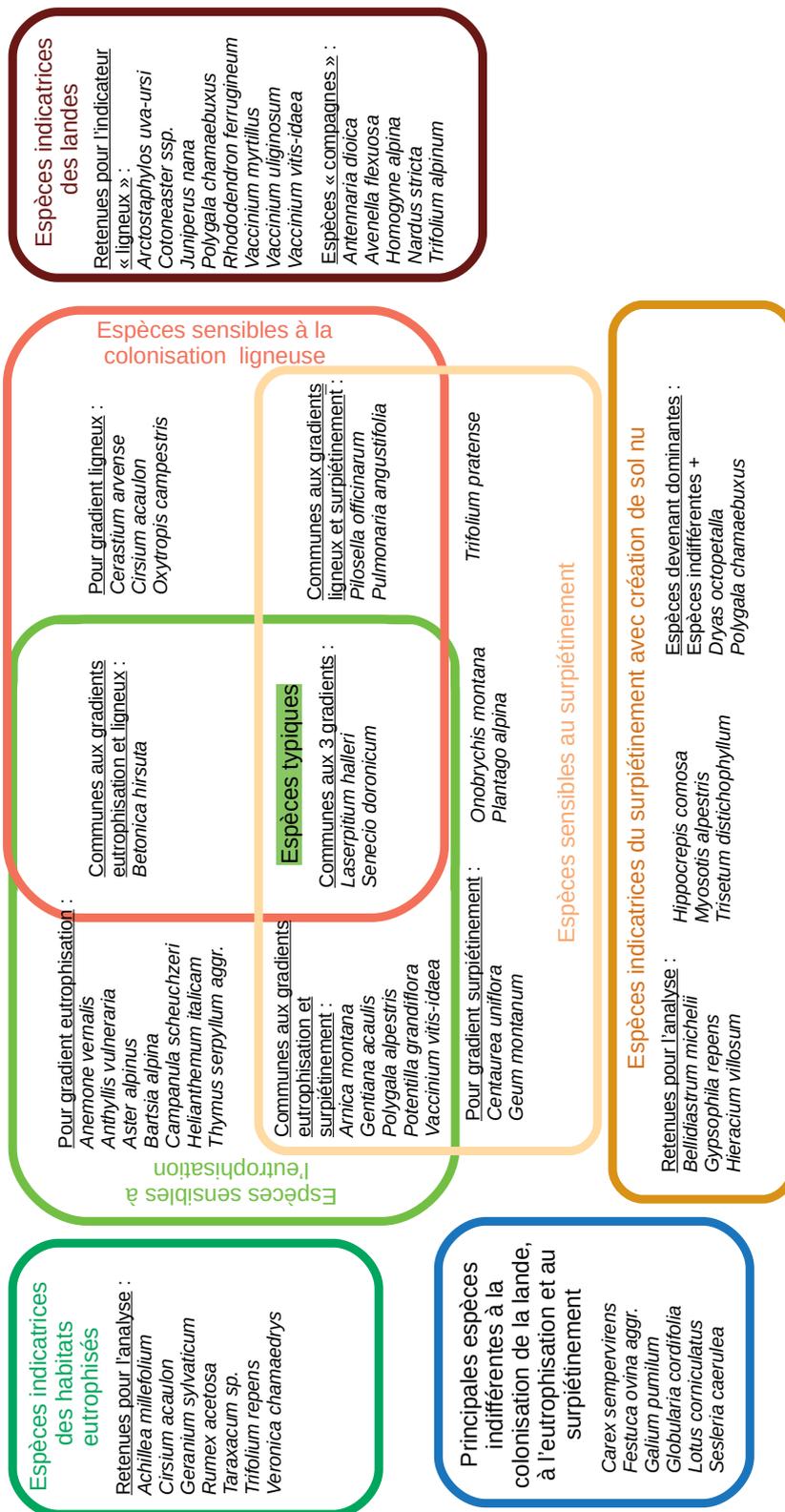


Tableau 63 : Listes des espèces indicatrices pour diagnostiquer l'état de conservation des pelouses calcaires alpines et subalpines

3.4- Résultats et proposition d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation pour les queyrellins

3.4.1- Mise à l'épreuve de la typologie des dégradations pour les queyrellins

La même méthode d'analyse des données a été appliquée aux relevés des pelouses à fétuque paniculée, localement appelées queyrellins, réalisés en été 2018, soit 26 relevés, donc un jeu bien plus limité que les nardaies. Une première analyse avait intégré les relevés du type pelouses à Avoine de Parlatore, mais malgré des affinités en termes de végétation, leur différence de composition avait trop de poids lors des analyses successives, et ont donc été supprimés (temporairement) du jeu de données. Sur le terrain, les opérateurs n'avaient pu échantillonner parmi les dégradations retenues (voir Figure 100) que les gradients de colonisation par les ligneux (11 relevés), par les plantes épineuses (3 relevés), d'eutrophisation (5 relevés), et la présence de sol nu et plantes déchaussées (1 relevé), complété avec 6 relevés jugés de référence.

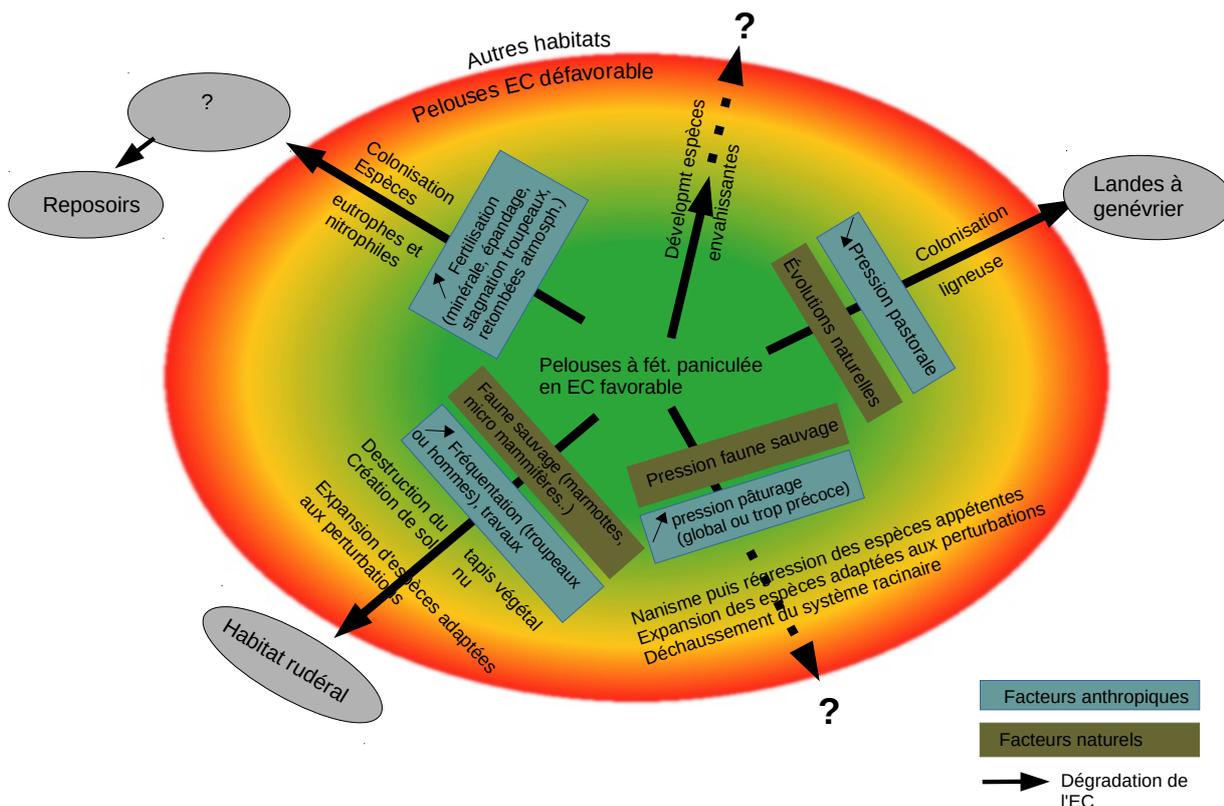


Figure 100 : Évolutions possibles de l'état de conservation des pelouses à fétuque paniculée selon les pressions qu'elles subissent

Le cercle de couleur représente la diversité des faciès que peut prendre l'habitat selon les conditions écologiques et les pressions anthropiques locales ; ces faciès peuvent être classés selon un gradient d'état de conservation allant du bon état en vert à un état défavorable en rouge. Si l'intensité et la durée des pressions dépassent le seuil de résilience de l'habitat, il y a passage à d'autres habitats (ellipses grises). Chaque pression décrite au chapitre 1.3 est individualisée sur le schéma par un gradient symbolisé par une flèche, sur laquelle sont précisés les facteurs naturels ou anthropiques qui impactent l'habitat, les conséquences écologiques repérables et le cas échéant les habitats résultants si les facteurs dépassent le seuil de résilience de l'habitat. Les flèches en trait plein représentent les gradients connus et valables pour les pelouses à fétuque paniculée et celles se terminant en trait pointillé représentent les évolutions pour lesquelles nous ne pouvons pas préciser jusqu'où le gradient peut évoluer.

L'AFC initiale sur ces 26 relevés donne de bons résultats (voir Figure 101) : le groupe des relevés sur le gradient de colonisation par les ligneux ressort bien à part, les relevés eutrophisés sont très proches du relevé avec du sol nu et de ceux colonisés par les espèces épineuses, les relevés de référence sont très étirés dans le même axe que les relevés colonisés par les ligneux.

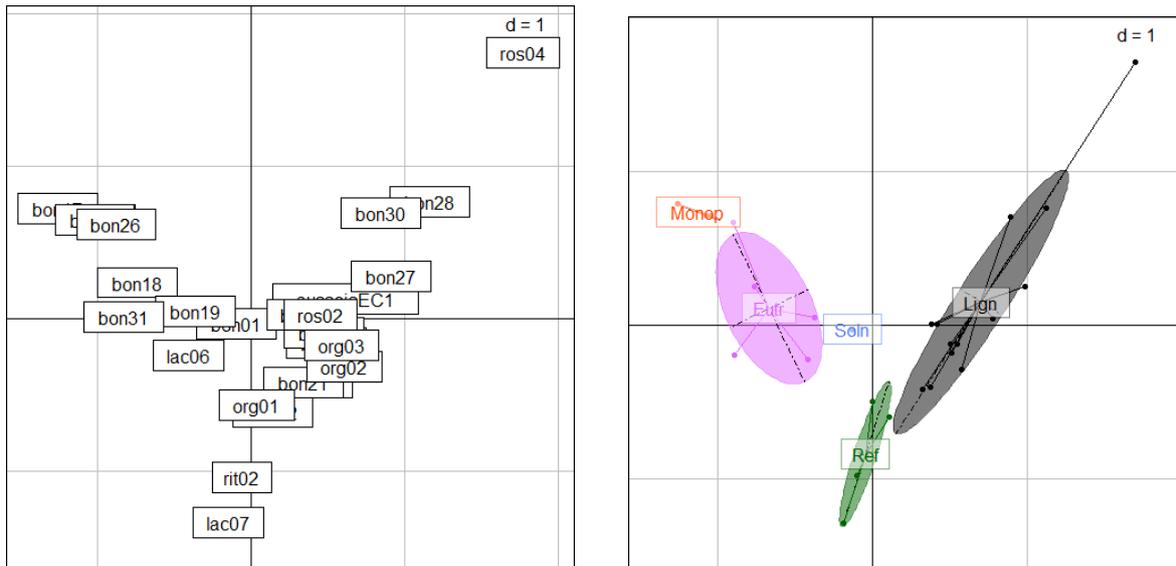


Figure 101: projection des relevés de queyrellins sur les axes 1 et 2 d'une analyse factorielle des correspondances, classés selon les dégradations jugées majoritaires sur le terrain

Pour la suite, nous avons donc étudié séparément le gradient de colonisation par la lande et celui regroupant le gradient d'eutrophisation, de présence de sol nu et de colonisation par les espèces épineuses.

Néanmoins, le faible nombre de relevés de référence a été bloquant pour bien discriminer les espèces sensibles aux perturbations, donc bien construire les indicateurs des différents états de conservation. Afin d'y palier, comme pour les pelouses calcaires alpines et subalpines, nous avons dans un deuxième temps injecté dans notre jeu de données les 11 relevés réalisés par le Cemagref pour élaborer la typologie des végétations de Vanoise. Puis dans un troisième temps, pour palier le manque de relevés concernés par le sur-piétinement ou l'envahissement d'espèces monopolistes, nous avons injectés 8 nouveaux relevés réalisés spécialement en 2020.

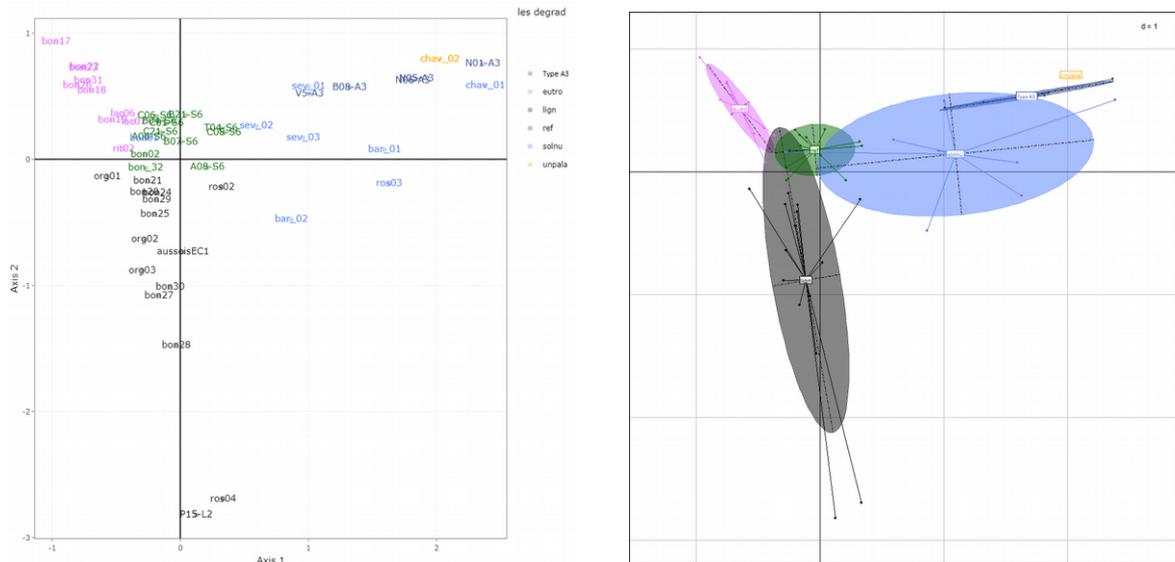


Figure 102: projection des relevés de queyrellins sur les axes 1 et 2 d'une analyse factorielle des correspondances, classés selon les dégradations jugées majoritaires sur le terrain

L'AFC (voir Figure 102) ne modifie pas la discrimination des deux gradients principaux et permet aussi de discriminer le gradient de sur-piétinement. Les relevés du Cemagref affectés au type pelouse à avoine de Parlatore se superposent partiellement avec les relevés de queyrellins subissant un sur-piétinement. Chaque gradient a donc été analysé séparément.

3.4.2- Analyse des queyrellins par dégradation : déprise pastorale et embroussaillage

27 relevés constitue le jeu de données pour l'analyse du gradient. L'AFC sur ce jeu montre que l'axe 1 est bien lié au gradient de colonisation des ligneux (voir Figure 103).

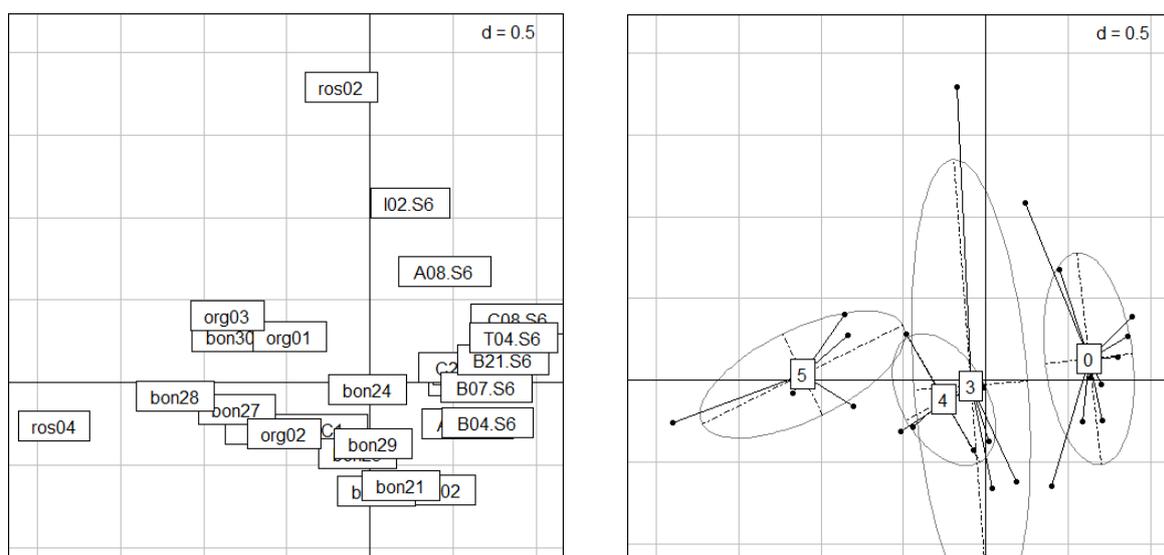


Figure 103: projection des relevés de queyrellin sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances ; à droite, relevés classés selon les classes de recouvrement de ligneux.

Les coordonnées des espèces sur cet axe 1 permettent de proposer la liste des espèces des queyrellins sensibles à l'enfrichement et la liste des espèces indicatrices des phases embroussaillées (Tableau 64). Il est aussi à noter que l'ensemble des espèces structurantes des queyrellins et les espèces à large amplitude se retrouvent encore avec des coordonnées proches

de zéro, ce qui signifie qu'elles ne réagissent pas à la colonisation par les ligneux. La liste des espèces indicatrices de la colonisation regroupe l'ensemble des arbustes de lande de ce milieu mais aussi quelques espèces herbacées.

	Axe 1	N relevés concernés	Rec. moyen
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	-2,189	4	0,061
<i>Vaccinium uliginosum</i>	-1,526	5	0,032
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	-1,420	6	0,022
<i>Luzula lutea</i>	-1,259	4	0,006
<i>Bupleurum stellatum</i>	-1,175	3	0,006
<i>Achillea millefolium</i>	-1,139	2	0,003
<i>Juniperus nana</i>	-1,058	8	0,105
<i>Polygala chamaebuxus</i>	-0,976	3	0,014
<i>Rhododendron ferrugineum</i>	-0,955	2	0,031
<i>Ranunculus sartorianus</i>	-0,897	4	0,007
<i>Achillea distans</i>	-0,837	2	0,002
<i>Poa chaixii</i>	-0,790	11	0,032
<i>Hypericum maculatum</i>	-0,767	2	0,008
<i>Geranium sylvaticum</i>	-0,728	6	0,012
<i>Thymus pulegioides</i>	-0,725	6	0,007
<i>Vaccinium myrtillus</i>	-0,654	14	0,179

	Axe 1	N relevés concernés	Rec. moyen
<i>Nardus stricta</i>	-0,449	11	0,033
<i>Laserpitium halleri</i>	-0,441	16	0,073
<i>Galium pumilum</i>	-0,305	11	0,010
<i>Geum montanum</i>	-0,303	14	0,035
<i>Plantago alpina</i>	-0,165	10	0,041
<i>Anemone alpina</i>	-0,083	15	0,081
<i>Festuca ovina</i> aggr.	-0,018	21	0,069
<i>Trisetum flavescens</i>	0,089	11	0,018
<i>Festuca rubra</i> aggr.	0,102	20	0,111
<i>Anthoxanthum odoratum</i> aggr.	0,114	17	0,053
<i>Agrostis capillaris</i>	0,158	13	0,035
<i>Potentilla grandiflora</i>	0,162	18	0,046
<i>Patzkea paniculata</i>	0,193	26	0,390
<i>Lotus comiculatus</i>	0,228	15	0,018
<i>Pulmonaria angustifolia</i>	0,368	18	0,031

	Axe 1	N relevés concernés	Rec. moyen
<i>Erigeron alpinus</i>	1,293	2	0,004
<i>Clinopodium alpinum</i>	1,199	2	0,006
<i>Festuca violacea</i>	1,145	7	0,043
<i>Thymus serpyllum</i> aggr.	1,108	7	0,027
<i>Sesleria caerulea</i>	1,059	5	0,017
<i>Euphrasia salisburgensis</i>	1,048	2	0,003
<i>Onobrychis montana</i>	1,019	6	0,017
<i>Rhinanthus minor</i>	1,010	3	0,004
<i>Trifolium alpestre</i>	0,987	2	0,005
<i>Leucanthemum vulgare</i>	0,984	6	0,009
<i>Cyanus montanus</i>	0,916	4	0,005
<i>Luzula multiflora</i>	0,900	3	0,002
<i>Bistorta officinalis</i>	0,890	8	0,038
<i>Carduus defloratus</i>	0,885	3	0,003
<i>Campanula rotundifolia</i>	0,840	2	0,002
<i>Scabiosa lucida</i>	0,795	2	0,002
<i>Trifolium montanum</i>	0,767	10	0,029
<i>Myosotis alpestris</i>	0,712	2	0,002
<i>Alchemilla</i> sect. <i>Alchemilla</i>	0,682	6	0,008
<i>Phyteuma orbiculare</i>	0,666	4	0,003
<i>Hypochaeris maculata</i>	0,664	4	0,005
<i>Betonica hirsuta</i>	0,662	7	0,010
<i>Bupleurum ranunculoides</i>	0,655	6	0,008
<i>Campanula scheuchzeri</i>	0,637	3	0,003
<i>Brachypodium pinnatum</i>	0,607	3	0,008
<i>Leontodon hispidus</i>	0,592	9	0,017
<i>Crepis conyzifolia</i>	0,589	8	0,015
<i>Arnica montana</i>	0,586	9	0,017
<i>Carex sempervirens</i>	0,566	25	0,177
<i>Bistorta vivipara</i>	0,555	9	0,017
<i>Plantago atrata</i>	0,539	6	0,031
<i>Lathyrus pratensis</i>	0,531	2	0,003
<i>Phleum alpinum</i> aggr.	0,518	8	0,012
<i>Potentilla crantzii</i>	0,508	13	0,027
<i>Carlina acaulis</i>	0,507	6	0,007
<i>Centaurea uniflora</i>	0,486	18	0,038
<i>Rumex acetosa</i>	0,479	4	0,003
<i>Biscutella laevigata</i>	0,449	5	0,015
<i>Gentiana acaulis</i>	0,443	18	0,043
<i>Helianthemum nummularium</i>	0,438	19	0,095
<i>Trifolium pratense</i>	0,430	10	0,016
<i>Plantago maritima</i> subsp. <i>serpentina</i>	0,287	6	0,019

Tableau 64: liste des taxons caractéristiques de la lande (marron : espèces retenues dans les analyses suivantes dont en foncé les espèces ligneuses), taxons des queyrellins sensibles à la colonisation par les ligneux (vert : espèces retenues dans les analyses suivantes, dont en vert foncé les espèces retenues pour l'indicateur « espèces sensibles »), taxons indifférents à la colonisation ligneuse en bleu, classés selon leurs coordonnées sur le premier axe de l'AFC.

Pour plus de détail, voir en **annexe n°13** la liste complète des espèces et en **annexe n°14** les graphiques de comportement de leur recouvrement en fonction des coordonnées des relevés sur l'axe 1 de l'AFC pour la plupart des espèces listées ci-dessus.

A noter que la liste des espèces sensibles prise en compte intègre un nombre important d'espèces, nettement plus importante que pour les nardaies ou les pelouses calcaires alpines et subalpines, en lien probablement avec la plus forte diversité spécifique de ces pelouses.

La proportion de ces deux groupes d'espèces dans chaque relevé a permis de construire les deux diagrammes suivants (Figure 104 et Figure 105), où l'on a individualisé les groupes correspondant potentiellement aux différents états de conservation et les landes.

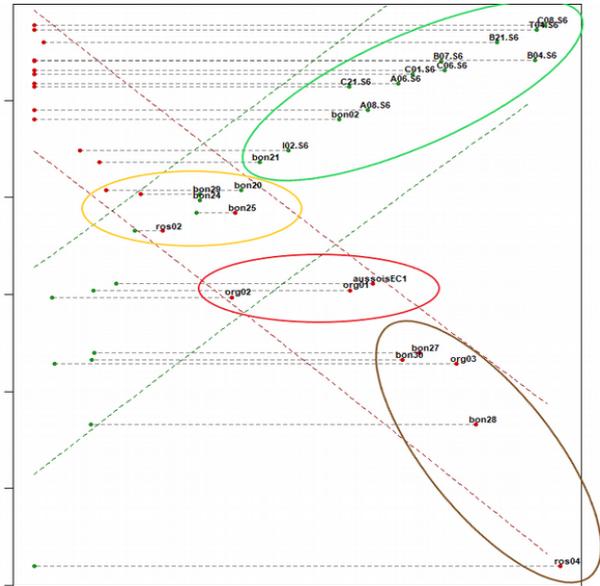


Figure 104: diagramme de la succession queyrellins → Lande

Les points verts donnent les R_{typ} , recouvrements relatifs des espèces sensibles à la colonisation ligneuse (« espèces typiques »), les points rouges les R_{deg} , ceux des espèces de landes. Les lignes obliques matérialisent les intervalles de fluctuation au seuil 0,9 des modèles linéaires : Coordonnée = $f(R_{typ})$ et Coordonnée = $f(R_{deg})$, respectivement. Les enveloppes de couleur présentent les 4 groupes constitués pour les analyses suivantes.

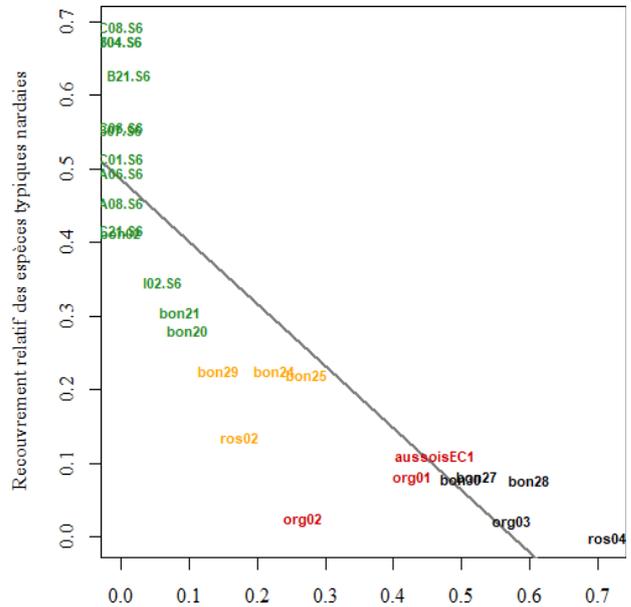


Figure 105 : classification des états de conservation le long du gradient de déprise pastorale pour les queyrellins selon $R_{typ} = f(R_{deg})$.

Vert : état favorable ; orange: état altéré ; rouge : état dégradé ; noir : lande fermée.

On notera que la proportion du recouvrement cumulé des espèces sensibles à la colonisation par la lande diminue plus rapidement par rapport aux nardaies ou pelouses calcaires alpines et subalpines.

Différents indicateurs ont été testés à partir des espèces retenues (voir Tableau 64) pour ne retenir que les plus discriminants (voir **annexe n°14**). Nous proposons la clé suivante :

- 1- Recouvrement total des ligneux < 33 % → **état favorable**
- 1- Recouvrement total des ligneux ≥ 33 % → 2
 - 2- Recouvrement total des ligneux < 75 %
 - 3- Recouvrement cumulé des herbacées « typiques » de la variante sèche ≥ 10 % → **état altéré**
 - 3- Recouvrement cumulé des herbacées « typiques » de la variante sèche < 10 % → **état dégradé**
 - 2- Recouvrement total des ligneux ≥ 75 % → **lande**

EC diag. \ EC clé	F	A	D	L
F	14	0	0	0
A	0	4	0	0
D	0	0	3	0
L	0	0	0	5

Avec cette clé de tri, la concordance avec la classification issue du diagramme de succession est de 100 % (voir Tableau 65) (test exact de Fisher : p -value = $3.735e-12$). La clé proposée pour les queyrellins donne donc de très bons résultats globaux, mais il faut relativiser vu le faible nombre de relevés utilisés.

Tableau 65 : matrice des attributions d'état de conservation suivant la classification issue du diagramme de succession et celle en utilisant la clé de tri.

La clé ressemble donc à celle proposée pour les pelouses calcaires alpines et subalpines, mais il est à noter que les seuils de l'indicateur « recouvrement total des ligneux » retenus sont plus élevés. L'explication pourrait être l'influence de la structure de la végétation des queyrellins, qui est globalement plus dense et haute que les nardaies ou les pelouses calcaires alpines et subalpines. Ainsi, pour que les ligneux impactent autant les espèces « typiques » des queyrellins, il faudrait atteindre un stade de colonisation plus avancé, avec des ligneux plus hauts et plus fortement couvrant.

Cette clé est inévitablement réductrice et sujette à caution, car elle a été conçue à partir de notre jeu de données. Afin de la rendre plus générale et aider les opérateurs dans leur évaluation, nous présentons en complément, pour chaque état de conservation, une description plus complète. Les critères mis en avant sont ceux qui n'ont pas été retenus, car pas assez discriminants :

<p style="text-align: center;">Etat de conservation favorable</p> <ul style="list-style-type: none"> recouvrement cumulé des espèces sensibles à la colonisation ligneuse >20 % <i>V. myrtillus</i> et/ou <i>V. Vitis-idaea</i> prédominantes parmi les ligneux, autres ligneux rares ou absents recouvrement de la fétuque paniculée > 33 % 	<p style="text-align: center;">Etat de conservation altéré</p> <ul style="list-style-type: none"> recouvrement cumulé des espèces sensibles à la colonisation ligneuse [25-75 %] recouvrement d'<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>, du genévrier et du rhododendron < 30 % présence de <i>Trifolium montanum</i>, <i>Arnica montana</i>, <i>Bistorta vivipara</i> <i>Carex sempervirens</i> avec recouvrement ≥10 %
<p style="text-align: center;">Etat de conservation dégradé</p> <ul style="list-style-type: none"> présence de <i>Trifolium montanum</i>, <i>Arnica montana</i>, <i>Bistorta vivipara</i> <i>Carex sempervirens</i> avec recouvrement <10 % présence de <i>Ranunculus sartorianus</i> 	<p style="text-align: center;">Landes</p> <ul style="list-style-type: none"> ligneux dominés par <i>Arctostaphylos uva-ursi</i> et/ou le genévrier et/ou rhododendron recouvrement de la fétuque paniculée souvent < 33 %
<p>Le recouvrement de la myrtille n'est pas discriminante entre les états de conservation altéré, dégradé et la lande.</p>	

Suite au test réalisé en 2020 et le constat que les indicateurs composites construits en sommant les recouvrements de plusieurs espèces n'étaient pas utilisables sur le terrain, nous avons essayé de trouver une liste restreinte d'espèces indicatrices qui pouvaient être utilisées avec des indicateurs construits à partir du nombre d'espèces dépassant un seuil de recouvrement. Parmi les espèces « typiques » des queyrellins, 8 espèces semblent suffire, en prenant comme seuil de recouvrement 5 % : *Arnica montana*, *Biscutella laevigata*, *Gentiana acaulis*, *Leucanthemum vulgare*, *Onobrychis montana*, *Plantago maritima* subsp. *serpentina*, *Thymus serpyllum* aggr. et *Trifolium montanum*. Ce sont les mêmes que celles retenues pour le gradient d'eutrophisation (voir chapitre suivant).

1- Recouvrement total des ligneux < 33 %	→ état favorable
1- Recouvrement total des ligneux ≥ 33 %	→2
2- Recouvrement total des ligneux < 75 %	
3- Au moins 1 espèce « typique » de la variante sèche avec recouvrement ≥ 5 %	→ état altéré
3- Aucune espèce « typique » de la variante sèche avec recouvrement ≥ 5 %	→ état dégradé
2- Recouvrement total des ligneux ≥ 75 %	→ lande

3.4.3- Analyse des queyrellins par dégradation : eutrophisation

25 relevés constitue le jeu de données pour l'analyse du gradient. Après élimination de 3 relevés atypiques, l'AFC montre que l'axe 1 est bien lié au gradient d'eutrophisation (voir Figure 106) ; les relevés avec des coefficients de recouvrement 1 ou 2 restent malheureusement trop peu nombreux.

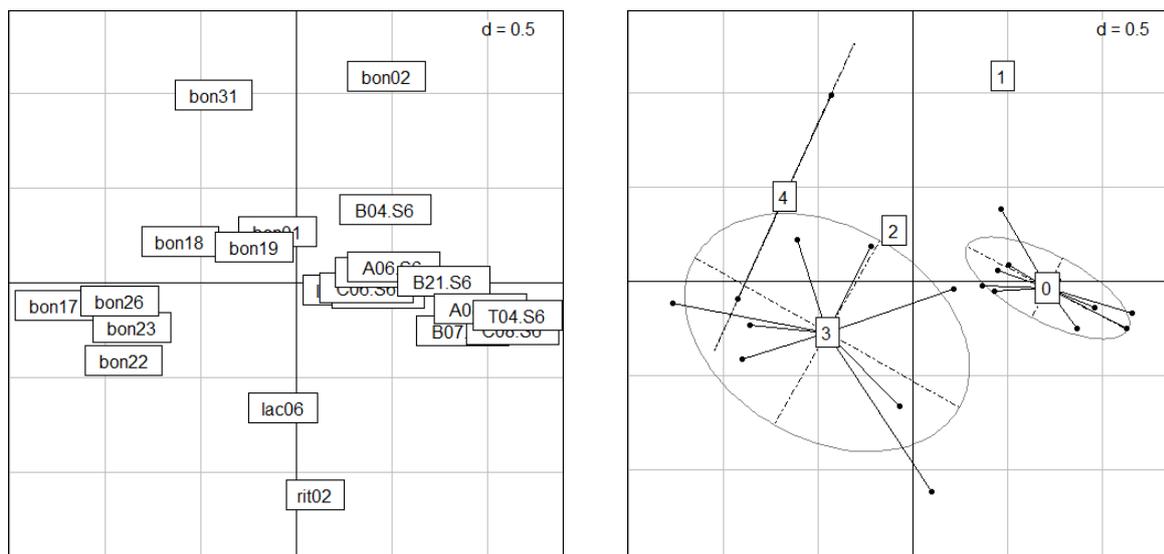


Figure 106: projection des relevés de queyrellin sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances ; à droite, relevés classés selon les classes de recouvrement des espèces eutrophes.

Les coordonnées des espèces sur cet axe 1 permettent de proposer la liste des espèces des queyrellins sensibles à l'eutrophisation et la liste des espèces indicatrices des phases eutrophisées. Néanmoins, plusieurs facteurs nous ont conduit à tester plusieurs listes successives, car ce gradient d'eutrophisation est en réalité couplé à un gradient d'humidité. Plusieurs espèces aux extrémités du gradient ont aussi été mises de côté, soit parce qu'elles sont trop rares dans les relevés et qu'elles n'apportent donc pas d'information suffisante, soit que leur écologie ne correspond pas au gradient d'eutrophisation, leur présence étant considérée comme fortuite.

Il est aussi à noter que la majorité des espèces structurantes des queyrellins et des espèces à large amplitude se retrouvent avec des coordonnées proches de zéro, ce qui signifie qu'elles ne réagissent pas à la colonisation par les ligneux. Il y a néanmoins quelques exceptions : *Geum montanum* et *Agrostis capillaris* se retrouvent à proximité du groupe des espèces eutrophes, *Lotus corniculatus* se retrouve proche des espèces sensibles à l'eutrophisation.

La Gentiane jaune est également un cas particulier, car même si elle n'était pas considérée comme une espèce eutrophe lors de la définition de l'indicateur, elle se retrouve parmi le groupe des espèces nitrophiles, ce qui est finalement cohérent avec les résultats déjà publiés (voir chapitre sur les « espèces monopolistes »).

Une autre difficulté est apparue lors des tests des listes d'espèces typiques successives : dans la typologie des végétations de Vanoise (Bornard et al., 1986), les auteurs distinguent deux sous-types : une variante mésoxérophile et une variante mésophile dont les espèces typiques sont des espèces eutrophes : *Trisetum flavescens*, *Bistorta officinalis*, *Phleum alpinum* aggr., *Alchemilla* sect. *Alchemilla*, *Festuca rubra* aggr.. Ces espèces se situent avec des coordonnées sur l'axe 1 de l'AFC plutôt proche de zéro, ce qui signifie une faible signification. Néanmoins, ces espèces sont systématiquement bien présentes dans tous les relevés jugés en état de conservation dégradés voire eutrophisés.

Comme pour les nardaies, l'eutrophisation affecte assez fortement les espèces sensibles à l'eutrophisation, et si nous voulions voir clairement des groupes se distinguer, il a fallu intégrer un nombre important d'espèces, y compris quelques espèces jugées suffisamment discriminantes

situées vers zéro sur l'axe 1 de l'AFC : *Arnica montana*, *Galium pumilum*. Les espèces présentes sur moins de 3 relevés ont finalement été mises de côté, car elles n'avaient pas suffisamment de poids dans la méthode utilisée.

La liste des espèces typiques distingue donc au final (voir Tableau 66) :

- des espèces dites nitrophiles : toutes les espèces qui ont des coordonnées négatives sur l'axe 1 de l'AFC et dont la valence écologique de richesse chimique est 6 ou plus (Julve, 2012). Cette liste a été scindée en deux groupes : les espèces eutrophes typiques de la variante mésophile et les autres dites nitrophiles « restreint ».
- Des espèces humides ou simplement occasionnelles qui accompagnent ces espèces nitrophiles.
- Des espèces indifférentes à l'eutrophisation.
- Des espèces sensibles à l'eutrophisation, lorsqu'elles étaient présentes dans au moins 3 relevés.

	Axe 1	N relevés concernés	Rec. moyen
Juncus jacquinii	-1,887	1	0,001
Festuca trichophylla	-1,740	2	0,018
Chaerophyllum hirsutum	-1,520	4	0,035
Veratrum album	-1,391	6	0,033
Tragopogon pratensis	-1,368	3	0,007
Imperatoria ostruthium	-1,361	2	0,002
Thalictrum aquilegifolium	-1,307	5	0,017
Hieracium scorzonifolium aggr.	-1,300	2	0,007
Gentiana lutea	-1,189	4	0,033
Poa chaixii	-1,142	7	0,050
Astragalus penduliflorus	-1,100	3	0,008
Allium schoenoprasum	-1,095	2	0,002
Phyteuma ovatum	-1,095	2	0,002
Geranium sylvaticum	-1,091	12	0,087
Carex atrata	-1,060	2	0,005
Trifolium badium	-0,989	4	0,006
Cyanus montanus	-0,967	9	0,037
Campanula rhomboidalis	-0,961	6	0,016
Ranunculus sartorianus	-0,924	4	0,008
Hylotelephium anacampseros	-0,869	3	0,003
Silene vulgaris	-0,829	5	0,009
Rumex acetosa	-0,797	7	0,019
Trisetum flavescens	-0,781	11	0,058
Thymus pulegioides	-0,738	3	0,003
Euphorbia cyparissias	-0,691	5	0,006
Crepis conyzifolia	-0,650	12	0,051
Arabis ciliata	-0,646	1	0,001
Cirsium acaulon	-0,646	1	0,002
Pedicularis verticillata	-0,646	1	0,001
Pleurospermum austriacum	-0,646	1	0,002
Silene nutans	-0,644	4	0,004
Euphrasia hirtella	-0,616	2	0,002
Crepis aurea	-0,605	3	0,013
Dactylis glomerata	-0,602	2	0,002
Bistorta officinalis	-0,465	15	0,125
Poa alpina	-0,409	8	0,025
Trollius europaeus	-0,334	7	0,036
Solidago virgaurea	-0,333	2	0,003
Gentianella campestris	-0,327	1	0,001
Phleum alpinum aggr.	-0,319	13	0,056
Avenula pubescens	-0,305	6	0,010
Achillea millefolium	-0,284	4	0,007
Achillea distans	-0,264	3	0,017
Alchemilla sect. Alchemilla	-0,240	13	0,062
Soldanella alpina	-0,145	4	0,007
Ranunculus kuepferi	-0,132	3	0,004
Potentilla aurea	-0,121	7	0,027
Colchicum alpinum	-0,108	1	0,001
Hieracium prenanthoides	-0,108	1	0,001
Hippocrepis comosa	-0,108	1	0,003
Festuca rubra aggr.	-0,059	20	0,200
Scorzoneroideis pyrenaica	-0,056	3	0,004
Anthyllis vulneraria	-0,045	3	0,005
Trifolium pratense	-0,003	12	0,033

	Axe 1	N relevés concernés	Rec. moyen
Bellardiocloa violacea	1,719	1	0,001
Helianthemum italicum	1,719	1	0,001
Polygala alpestris	1,719	1	0,001
Campanula rotundifolia	1,681	1	0,001
Primula veris	1,681	1	0,001
Trifolium alpinum	1,526	2	0,003
Bupleurum ranunculoides	1,512	3	0,006
Brachypodium pinnatum	1,502	2	0,007
Clinopodium alpinum	1,333	2	0,007
Festuca violacea	1,300	7	0,051
Erigeron alpinus	1,275	3	0,005
Deschampsia flexuosa	1,272	4	0,007
Plantago maritima subsp. serpentina	1,194	4	0,008
Crepis pyrenaica	1,143	1	0,003
Euphrasia salisburgensis	1,141	2	0,004
Thymus serpyllum aggr.	1,084	7	0,032
Sesleria caerulea	1,076	3	0,004
Pedicularis rostratospicata	1,028	2	0,003
Antennaria dioica	1,023	2	0,002
Phyteuma orbiculare	1,002	3	0,003
Carex sempervirens	0,986	5	0,020
Centaurea uniflora	0,969	14	0,033
Gentiana acaulis	0,959	13	0,033
Trifolium alpestre	0,956	2	0,006
Carex sempervirens	0,895	17	0,148
Biscutella laevigata	0,846	4	0,007
Helianthemum nummularium	0,779	13	0,087
Leucanthemum vulgare	0,776	9	0,015
Bartsia alpina	0,755	1	0,001
Pedicularis cenisia	0,755	1	0,001
Helictocloa versicolor	0,751	2	0,008
Potentilla grandiflora	0,724	10	0,022
Campanula barbata	0,702	1	0,001
Dianthus carthusianorum	0,702	1	0,004
Oxytropis campestris	0,702	1	0,002
Trifolium montanum	0,694	8	0,031
Astrantia major	0,689	1	0,001
Carum carvi	0,689	1	0,001
Myosotis alpestris	0,689	1	0,002
Phyteuma michelli	0,689	1	0,002
Luzula multiflora	0,664	4	0,005
Arnica montana	0,608	9	0,030
Galium pumilum	0,372	6	0,008

	Axe 1	N relevés concernés	Rec. moyen
Geum montanum	-0,299	11	0,023
Agrostis capillaris	-0,195	10	0,046
Bistorta vivipara	-0,106	12	0,045
Anemone alpina	-0,050	13	0,066
Anthoxanthum odoratum aggr.	0,021	16	0,063
Onobrychis montana	0,077	12	0,035
Patzkea paniculata	0,121	22	0,435
Laserpitium halleri	0,257	9	0,038
Pulmonaria angustifolia	0,318	17	0,035
Festuca ovina aggr.	0,416	13	0,047
Potentilla crantzii	0,426	11	0,027
Lotus corniculatus	0,611	10	0,015

Tableau 66: liste des taxons caractéristiques des habitats eutrophisés (marron : espèces nitrophiles retenues dans les analyses suivantes, dont en foncé les espèces retenues pour l'indicateur), taxons typiques des queyrellins variante mésophile en rose ; taxons des queyrellins sensibles à l'eutrophisation (vert : espèces retenues dans les analyses suivantes, dont en vert foncé les espèces retenues pour l'indicateur « espèces sensibles »), taxons indifférents à l'eutrophisation en bleu, classés selon leurs coordonnées sur le premier axe de l'AFC.

A noter que la liste des espèces sensibles prise en compte intègre un nombre important d'espèces, nettement plus important que pour les nardaies ou les pelouses calcaires alpines et subalpines, en lien probablement à la plus forte diversité spécifique de ces pelouses.

Pour plus de détail, voir en **annexe n°15** la liste complète des espèces et en **annexe n°16** les graphiques de comportement de leur recouvrement en fonction des coordonnées des relevés sur l'axe 1 de l'AFC pour la plupart des espèces listées ci-dessus.

La proportion de ces deux groupes d'espèces dans chaque relevé a permis de construire les deux diagrammes suivants (Figure 104 et Figure 105), où l'on a individualisé les groupes correspondant potentiellement aux différents états de conservation et l'habitat eutrophisé.

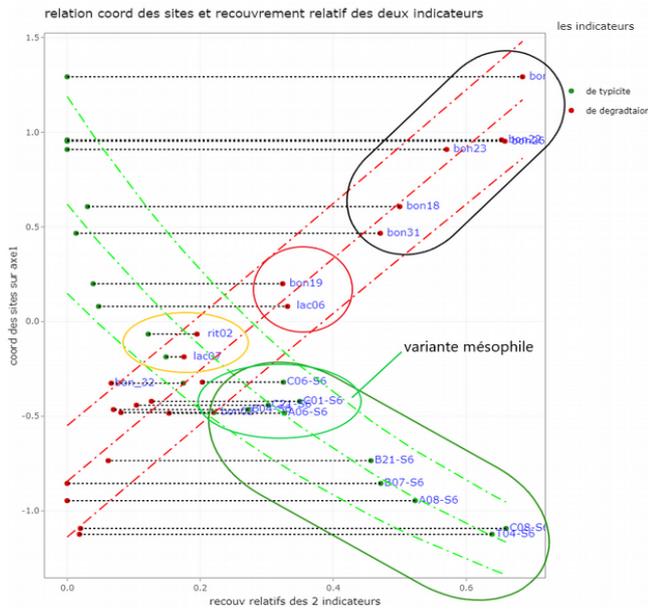


Figure 107: diagramme de la succession queyrellins → milieu eutrophe

Les points verts donnent les R_{typ} , recouvrements relatifs des espèces sensibles à l'eutrophisation (« espèces typiques »), les points rouges les R_{deg} , ceux des espèces eutrophes. Les lignes obliques matérialisent les intervalles de fluctuation au seuil 0,9 des modèles linéaires :
 Coordonnée = $f(R_{typ})$ et Coordonnée = $f(R_{deg})$, respectivement. Les enveloppes de couleur présentent les 4 groupes constitués pour les analyses suivantes.

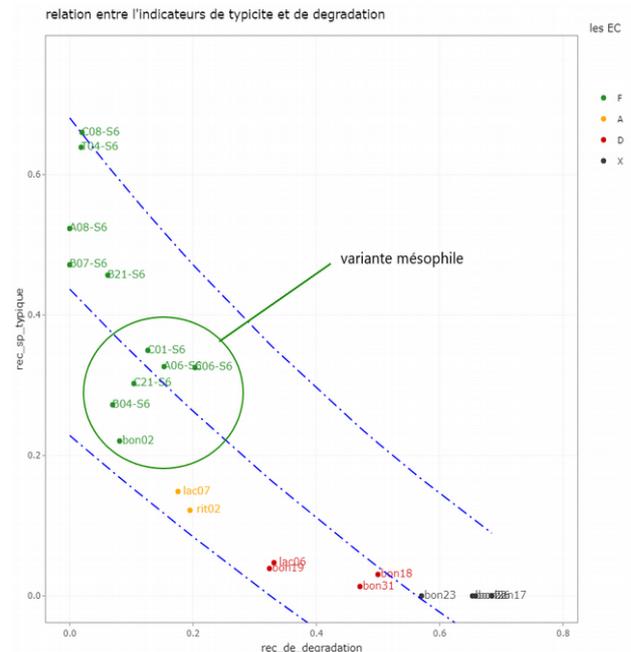


Figure 108 : classification des états de conservation le long du gradient d'eutrophisation pour les queyrellins selon $R_{typ} = f(R_{deg})$.

Vert : état favorable ; orange: état altéré ; rouge : état dégradé ; noir : habitat eutrophisé.

On notera que la proportion du recouvrement cumulé des espèces sensibles à l'eutrophisation diminue plus rapidement par rapport aux nardaies et que, malgré avoir intégré de nombreuses espèces sensibles à l'eutrophisation, la différenciation des groupes « dégradé » et « eutrophe » ne sont pas nettes à partir du critère de recouvrement relatif des espèces sensibles à l'eutrophisation (voir Figure 108). La différenciation des groupes « altéré » et « favorable » n'est également pas nette sur ce même critère, surtout avec la variante mésophile des queyrellins, ce qui confirme que cette variante comporte plusieurs espèces eutrophes.

Différents indicateurs ont été testés à partir des espèces retenues (voir Tableau 66) pour ne retenir que les plus discriminants. Nous avons privilégié comme précédemment des listes restreintes d'espèces (voir Tableau 67) et des indicateurs utilisant le dénombrement d'espèces dépassant un seuil de recouvrement.

Espèces nitrophiles « élargi » indicatrices des habitats eutrophisés	Espèces « typiques » des pelouses à fétuque paniculée		
	Espèces (eutrophes) « typiques » de la variante mésophile	Espèces « typiques » de la variante sèche	Autres espèces sensibles à l'eutrophisation
<i>Achillea distans</i>	<i>Alchemilla</i> sect. <i>Alchemilla</i>	<i>Arnica montana</i>	<i>Bupleurum ranunculoides</i>
<i>Allium schoenoprasum</i>	<i>Bistorta officinalis</i>	<i>Biscutella laevigata</i>	<i>Centaurea uniflora</i>
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	<i>Trifolium pratense</i>	<i>Gentiana acaulis</i>	<i>Helianthemum nummularium</i>
<i>Crepis aurea</i>		<i>Leucanthemum vulgare</i>	<i>Potentilla grandiflora</i>
<i>Cyanus montanus</i>		<i>Onobrychis montana</i>	<i>Trifolium alpestre</i>
<i>Geranium sylvaticum</i>		<i>Plantago maritima</i> subsp. <i>serpentina</i>	
<i>Imperatoria ostruthium</i>		<i>Thymus serpyllum</i> aggr.	
<i>Pleurospermum austriacum</i>		<i>Trifolium montanum</i>	
<i>Rumex acetosa</i>			
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>			
<i>Tragopogon pratensis</i>			
<i>Veratrum album</i>			

Tableau 67: liste des taxons indicateurs d'eutrophisation et taxons de pelouses à fétuque paniculée potentiellement « typiques » des pelouses non eutrophisées

1- Moins de 2 dicot nitrophiles « élargi » à recouv \geq 5% de ces dicot nitrophiles « élargi » < 25% → 2	et/ou	Recouvrement cumulé
2- Aucune dicot nitrophile « élargi » espèces « typiques » de la variante sèche à recouv \geq 5%]	OU [1 dicot nitrophile « élargi » ET plus de 2	→ état favorable
2- Présence d'1 dicot nitrophile à recouv \geq 5%	ET moins de 2 espèces « typiques » de la variante sèche	→ état altéré
1- Au moins 2 dicot nitrophiles « élargi » à recouv \geq 5% ces dicot nitrophiles « élargi » \geq 25% → 3	et/ou	Recouvrement cumulé de
3- Au moins 1 dicot « typique » des queyrellins secs à recouv \geq 5%		→ état dégradé
3- Aucune dicot « typique » des queyrellins secs à recouv \geq 5%		→ habitat eutrophisé

EC diag. \ EC clé	F	A	D	E
F	11	0	0	0
A	1	2	0	0
D	0	0	3	1
E	0	0	1	3

Tableau 68 : matrice des attributions d'état de conservation suivant la classification issue du diagramme de succession et celle en utilisant la clé de tri.

Avec cette clé de tri, la concordance avec la classification issue du diagramme de succession est de 86 % (voir Tableau 68).

La clé proposée pour les queyrellins donne donc de bons résultats globaux, mais il faut relativiser vu le faible nombre de relevés utilisés.

Cette clé même si elle est inévitablement réductrice et sujette à caution, car elle a été conçue à partir d'un nombre de relevés assez faible, et il est de plus difficile de la compléter par une description plus détaillée.

3.4.4- Analyse des queyrellins pour les autres dégradations : destructuration du tapis végétal

Le jeu de données initial trop pauvre (1 seul relevé) pour mener des analyses a été complété en 2020 par la réalisation de 5 nouveaux relevés. A ceux-là, nous avons ajouté les relevés du Cemagref classés dans le type « Pelouses à avoine de Parlatore » (type A3 ; Bornard et al., 1986), qui sont des faciès naturellement écorchés de pelouses avec une composition floristique assez proche des pelouses à fétuque paniculée.

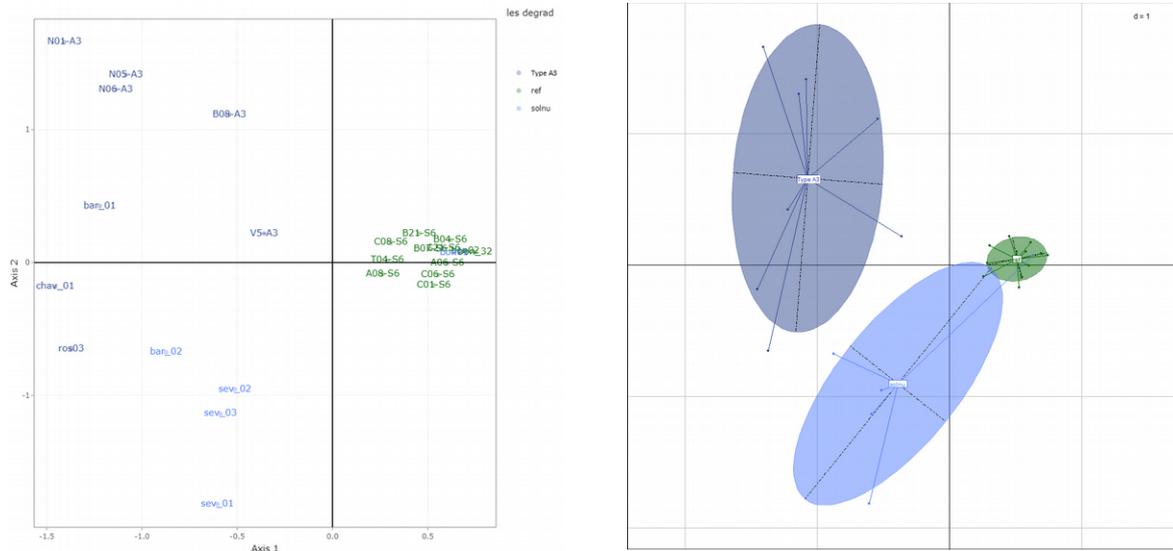


Figure 109: projection des relevés de queyrellin sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances ; à droite, relevés classés selon les classes de recouvrement des espèces eutrophes.

L'AFC réalisé discrimine bien les 3 groupes de relevés : les pelouses à Avoine de Palatore (type A3), les pelouses à fétuque paniculée affectées de sur-piétinement avec sol nu et les relevés de référence. Seul 1 relevé surpiétiné se confond avec les relevés de référence ; il s'agit du relevé bon01, qui est aussi affecté par l'eutrophisation et évalué en état altéré.

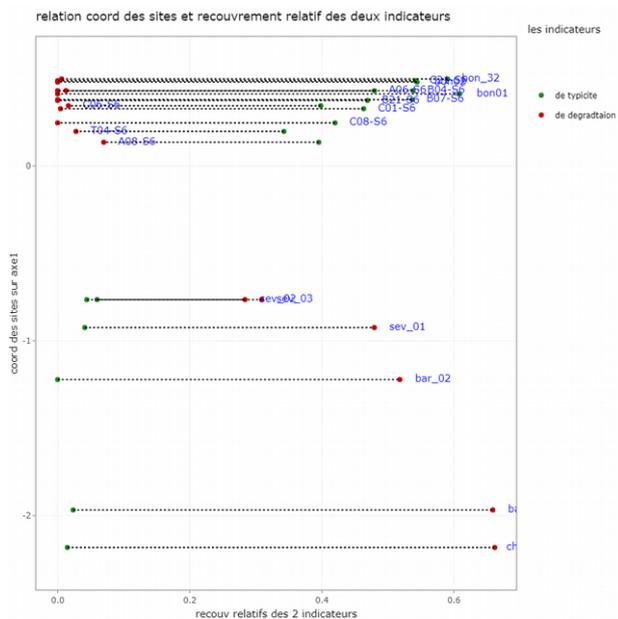


Figure 110: diagramme de la succession queyrellins sur le gradient de sur-piétinement

Les points verts donnent les R_{typ} , recouvrements relatifs des espèces sensibles à l'eutrophisation (« espèces typiques »), les $R_{typ} = f(R_{deg})$. Les points rouges les R_{deg} , ceux des espèces eutrophes.

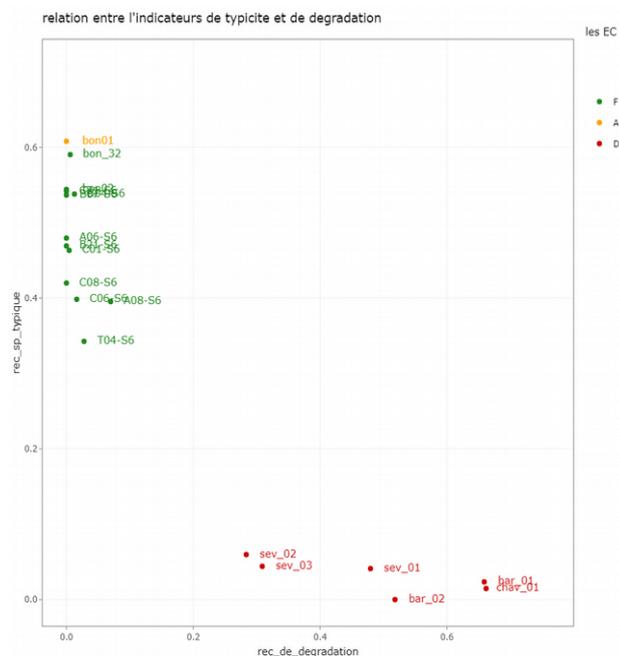


Figure 111 : classification des états de conservation le long du gradient de sur-piétinement pour les queyrellins selon les EC. Vert : état favorable ; orange: état altéré ; rouge : état dégradé

Les graphiques ci-dessus (Figure 110 et Figure 111) construits sans les relevés de type A3 opposent nettement les sites sur-piétinés des autres, mais le relevé bon01 reste positionné avec les relevés de référence. Comme pour les pelouses calcaires alpines et subalpines, les espèces indicatrices de sur-piétinement ne sont pas très nombreuses et sont plutôt sporadiques, sauf *Brachypodium rupestre* qui est fréquent et recouvrant. Les espèces « sensibles » au sur-piétinement disparaissent quasiment dans les quelques relevés concernés par le sol nu, sans intermédiaires, mais nous ne pouvons pas exclure que notre échantillonnage ait raté ces cas puisque aucun relevé n'a entre 5 et 20 % de recouvrement de sol nu. Deux listes simplifiées peuvent être proposées (Tableau 70), mais sans retenir *Helictotrichon parlatorei* parmi les espèces indicatrices de sur-piétinement, car elle est surtout typique des pelouses à avoine de Parlatore. Les espèces sensibles au sur-piétinement sont pour la plupart communes avec les autres listes d'espèces « typiques » pour les autres dégradations.

Espèces indicatrices de sur-piétinement	Espèces "typiques" de queyrellins non sur-piétinés
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	<i>Alchemilla sect. Alchemilla</i>
<i>Brachypodium rupestre</i>	<i>Arnica montana</i>
<i>Bupleurum ranunculoides</i>	<i>Bistorta officinalis</i>
<i>Carex humilis</i>	<i>Gentiana acaulis</i>
<i>Cotoneaster integerrimus</i>	<i>Leucanthemum vulgare</i>
<i>Globularia cordifolia</i>	<i>Onobrychis montana</i>
<i>Pilosella officinarum</i>	<i>Potentilla grandiflora</i>
<i>Polygala chamaebuxus</i>	<i>Pulmonaria angustifolia</i>
<i>Prunella grandiflora</i>	<i>Trifolium pratense</i>

Tableau 70: liste des taxons indicateurs de sur-piétinement et taxons de pelouses à fétuque paniculée potentiellement « typiques » des pelouses non surpiétinées

Les espèces indicatrices de sur-piétinement semblent aussi permettre de différencier ce contexte des pelouses à avoine de Parlatore.

Le manque de relevés ne permet malheureusement pas d'affiner l'analyse pour construire une clé à partir de ces listes d'espèces. Par simplification, nous proposons d'utiliser comme pour les pelouses calcaires alpines et subalpines l'indicateur de recouvrement de sol nu avec les mêmes seuils.

1- Absence de sol nu (d'origine anthropique ou pastorale)	→ état favorable
1- Présence de sol nu (d'origine anthropique ou pastorale, souvent sous forme de drailles)	→ 2
2- Absence ou rareté des espèces indicatrices de sur-piétinement avec dominance de <i>Helictotrichon parlatorei</i>	→ Type A3 « pelouses à avoine de Parlatore », état favorable
2- Conditions non remplies	→ 3
3- Recouvrement du sol nu d'origine anthropique ou pastorale < 33 %	→ état altéré
3- Recouvrement du sol nu d'origine anthropique ou pastorale ≥ 33 %	→ état dégradé

3.4.5- Analyse des queyrellins pour les autres dégradations : surpâturage et expansion des espèces non consommées

Le jeu de données ne permet aucune analyse spécifique. Néanmoins, les quelques relevés concernés (4 avec espèces « monopolistes » représentées par *Anemone alpina*, *Gentiana lutea*) étudiés sur les gradients d'eutrophisation (voir chapitre précédent) montrent que ceux envahis par *Gentiana lutea* sont affectés par l'eutrophisation à un niveau qui ne permet plus de les considérer en état de conservation favorable. L'autre relevé concerné, chav02, est envahi par *Asphodelus albus* subsp. *delphinensis* et a été intégré dans l'analyse du sur-piétinement. Alors que le sol nu est peu présent, les espèces indicatrices de sur-piétinement sont très recouvrantes et les espèces « typiques » quasi absentes, permettant de classer ce relevé en état altéré.

Ces 2 espèces peuvent donc être ajoutées comme espèces indicatrices supplémentaires, même si leur écologie n'est pas strictement adaptée.

3.4.6- Lien entre état de conservation et biodiversité

Nous avons pu établir les liens entre état de conservation et biodiversité sur les trois gradients de colonisation par la lande, d'eutrophisation et de sur-piétinement. Les Figure 112, Figure 113 et Figure 114 aboutissent à des résultats similaires à ceux pour les nardaies, à savoir :

- l'absence d'effet de l'état de conservation sur la diversité spécifique des queyrellins lorsqu'elles sont colonisées par la lande.
- Une baisse de la richesse spécifique quand l'eutrophisation dépasse le seuil pour considérer que l'on n'a plus une pelouse à féтуque paniculée. La richesse spécifique des queyrellins en état de conservation favorable est en revanche peu différente de celle des états altéré et dégradé.
- Une forte baisse de la richesse spécifique pour les queyrellins sur-piétinés avec création de sol nu.

Cet indicateur n'est donc pas pertinent pour évaluer directement l'état de conservation, sauf pour le gradient de sur-piétinement.

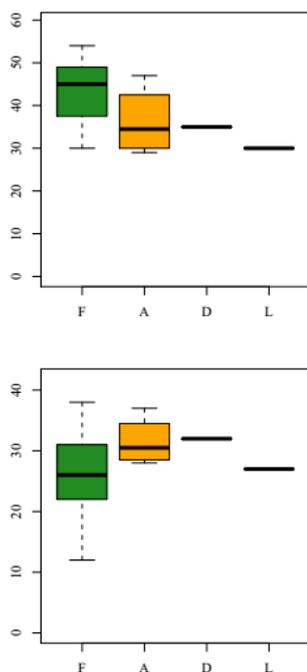


Figure 112 : richesse spécifique totale (graphique haut) et sur la ligne sur le relevé (graphique bas) selon l'état de conservation sur le gradient de colonisation par la lande

vert : favorable ; orange : altéré ; rouge : dégradé ; noir : landes

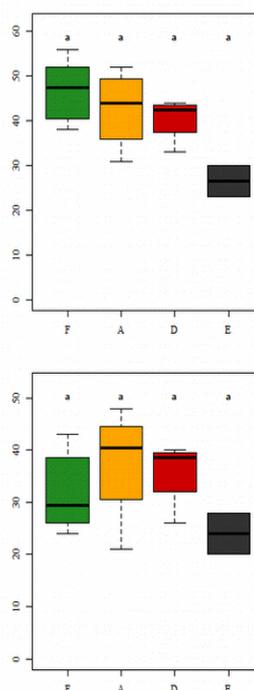
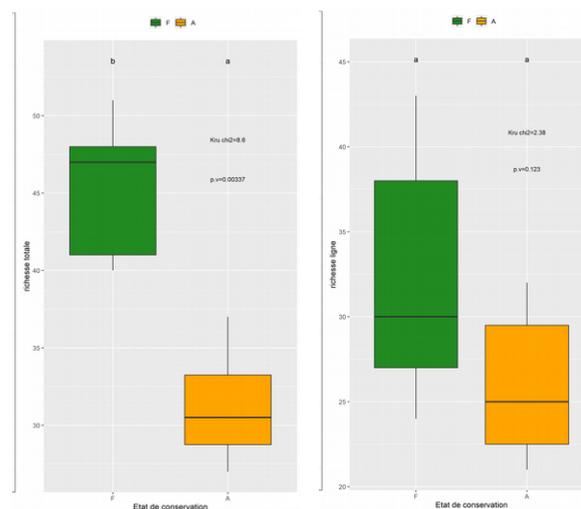


Figure 113 : richesse spécifique totale (graphique haut) et sur la ligne sur le relevé (graphique bas) selon l'état de conservation sur le gradient d'eutrophication

vert : favorable ; orange : altéré ; rouge : dégradé ; noir : habitats eutrophes

Figure 114 : richesse spécifique totale sur le relevé et sur la ligne selon l'état de conservation sur le gradient de sur-piétinement

vert : favorable ; orange : altéré ou dégradé



3.4.7- Conclusion pour les queyrellins : proposition de grilles, domaine de validité, limites

Notre méthode de travail mise au point sur les nardaies permet d'aboutir aussi à des propositions de grille d'évaluation de l'état de conservation pour les pelouses à féтуque paniculée (Figure 115, Figure 116 et Figure 117). Chaque gradient de dégradation est à évaluer localement de manière indépendante, et l'évaluation finale est obtenue en prenant le plus mauvais état obtenu.

Le jeu de données est limité pour proposer une clé d'évaluation argumentée sur des critères de composition floristique pour le gradient de sur-piétinement. Par simplification, nous avons retenu les principes de celle établie pour les pelouses calcaires alpines et subalpine, en ciblant

l'indicateur du recouvrement de sol nu. En comparaison avec les nardaies, la grille pour évaluer l'effet de l'eutrophisation est certainement moins performante à cause d'un manque de données. Comme pour les nardaies, ni les espèces caractéristiques de cet habitat sur le plan phytosociologique (*Centaurea uniflora*, *Hypochaeris maculata*, *Asphodelus albus* subsp. *delphinensis*, *Helictotrichon parlatoei*, *Laserpitium halleri*, *Anemone narcissiflora*, *Meum athamanticum*...), ni les espèces particulièrement abondantes (*Patzkea paniculata*, *Helianthemum nummularium*, *Helictotrichon parlatoei*, *Festuca violacea*, *Geranium sylvaticum*, *Nardus stricta* ...) (Villaret et al., 2019) ne sont indicatrices pour évaluer l'état de conservation, sauf rares exceptions, et ces espèces caractéristiques sont même d'après nos résultats parfois indicatrices d'une dégradation !

Les grilles doivent *a priori* pouvoir être appliquées à l'ensemble des faciès de cet habitat, y compris les faciès naturellement érodés de pelouses à avoine de Parlatoe correspondant au type A3 de la typologie des végétations de Vanoise (Bornard et al., 1986).

Évaluation de l'état de conservation des pelouses thermo-alpighènes à *Festuca (Patzkia) paniculata* (EUNIS E4.331)
Grille d'analyse à partir d'une liste d'espèces typiques simplifiée (mars 2022)

PARAMÈTRE	CRITÈRE	TYPE D'ALTERATION	Clé de caractérisation de l'état de conservation au niveau de l'unité évaluée	Critères complémentaires à titre d'information pouvant aider l'évaluateur	Etat de conservation
Composition, structure, fonctions	Structure de la végétation et composition spécifique	Gradient de colonisation par la lande	Recouvrement total des ligneux < 33 %	<ul style="list-style-type: none"> recouvrement cumulé des espèces sensibles à la colonisation ligneuse > 20 % <i>V. myrtillus</i> et/ou <i>V. vitis-idaea</i> prédominantes parmi les ligneux, autres ligneux rares ou absents recouvrement de la fétuque paniculée > 33 % 	Favorable
			<p>Recouvrement total des ligneux < 75 %</p> <p>Recouvrement cumulé des espèces sensibles à la colonisation ligneuse [25-75 %]</p> <p>Au moins 1 espèce "typique" de la variante sèche (<i>Arnica montana</i>, <i>Biscutella laevigata</i>, <i>Geritana acaulis</i>, <i>Leucantherum vulgare</i>, <i>Onobrychis montana</i>, <i>Plantago maritima</i> subsp. <i>serpentina</i>, <i>Thymus serpyllum</i> agr. et <i>Trifolium montanum</i>) avec recouvrement ≥ 5 %</p>	<ul style="list-style-type: none"> recouvrement cumulé des espèces sensibles à la colonisation ligneuse [25-75 %] recouvrement d'<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>, du genévrier et du rhododendron < 30 % présence de <i>Trifolium montanum</i>, <i>Arnica montana</i>, <i>Bistorta vivipara</i> <i>Carex sempervirens</i> avec recouvrement ≥ 10 % 	altéré
Composition, structure, fonctions	Structure de la végétation et composition spécifique	Gradient d'eutrophisation n°2	Recouvrement total des ligneux ≥ 33 %	<ul style="list-style-type: none"> présence encore de <i>Trifolium montanum</i>, <i>Arnica montana</i>, <i>Bistorta vivipara</i> <i>Carex sempervirens</i> avec recouvrement < 10 % présence de <i>Ranunculus sartorianus</i> 	dégradé
			<p>Recouvrement total des ligneux ≥ 75 %</p> <p>Présence d'au moins 3 espèces "typiques" ou sensibles avec recouvrement ≥ 5%</p> <p>La variante mésophile de cet habitat est caractérisée par la présence d'au moins 1 espèce "typique" de la variante mésophile</p>	<ul style="list-style-type: none"> ligneux dominés par <i>Arctostaphylos uva-ursi</i> et/ou le genévrier et/ou rhododendron recouvrement de la fétuque paniculée souvent < 33 % 	lande
Composition, structure, fonctions	Composition spécifique	Gradient d'eutrophisation n°2	Moins de 2 dicot nitrophiles « élargi » à recouv ≥ 5% et/ou Recouvrement cumulé de ces dicot nitrophiles « élargi » < 25%	<p>Présence d'au moins 3 espèces "typiques" ou sensibles avec recouvrement ≥ 5%</p> <p>La variante mésophile de cet habitat est caractérisée par la présence d'au moins 1 espèce "typique" de la variante mésophile</p>	Favorable
			<p>Au moins 2 dicot nitrophiles « élargi » à recouv ≥ 5% et/ou Recouvrement cumulé de ces dicot nitrophiles « élargi » ≥ 25%</p>	<p>Présence systématique d'une ou plusieurs espèces "typiques" de la variante mésophile</p> <p>Présence systématique d'une ou plusieurs espèces "typiques" de la variante mésophile</p>	altéré
Composition, structure, fonctions	Composition spécifique	Gradient d'eutrophisation n°2	Au moins 1 dicot "typique" des queyrellins secs à recouv ≥ 5%	Présence systématique d'une ou plusieurs espèces "typiques" de la variante mésophile	dégradé
			<p>Aucune dicot "typique" des queyrellins secs à recouv ≥ 5%</p>	Présence systématique d'une ou plusieurs espèces "typiques" de la variante mésophile	habitats eutrophes

Figure 115 : grille d'évaluation de l'état de conservation des pelouses thermo-alpighènes à *Festuca (Patzkia) paniculata* (Eunis E4.331)

<p>Altérations de la couverture végétale</p>	<p>Structure de la végétation et composition spécifique</p>	<p>Altération du sol lié à des activités anthropiques (passage d'engins, surfréquentation...) ou pastorales (surpiétinement) ou par la faune sauvage</p>	<p>Absence de sol nu (d'origine anthropique ou pastorale)</p>	<p>Absence de sol nu (d'origine anthropique ou pastorale)</p> <p>Absence ou rareté des espèces indicatrices de surpiétinement avec dominance de <i>Helictotrichon parlatorei</i></p> <p>Présence de sol nu (d'origine anthropique ou pastorale, souvent sous forme de drailles)</p> <p>Recouvrement du sol nu d'origine anthropique ou pastorale < 33 %</p> <p>Conditions non remplies</p> <p>Recouvrement du sol nu d'origine anthropique ou pastorale ≥ 33 %</p>	<p>• Au moins deux espèces sensibles au surpiétinement présente avec un recouvrement ≥ 5%</p> <p>• Très forte richesse spécifique, dépasse localement 35 espèces</p> <p>• Aucune espèce indicatrice du surpiétinement dépasse un recouvrement de 5%</p>	<p>Favorable</p>
			<p>Absence ou rareté des espèces indicatrices de surpiétinement avec dominance de <i>Helictotrichon parlatorei</i></p>	<p>• Espèces sensibles au surpiétinement avec un recouvrement ≥ 5% absentes ou rares</p> <p>• Faible richesse spécifique (< 35 espèces au total)</p>	<p>Type A3 « pelouses à avoine de Parlatore » Favorable</p>	
			<p>Recouvrement du sol nu d'origine anthropique ou pastorale < 33 %</p> <p>Conditions non remplies</p>	<p>• Aucune espèce sensible au surpiétinement avec un recouvrement ≥ 5%</p> <p>• <i>Brachypodium rupestre</i> fréquent et recouvrant</p> <p>• Faible richesse spécifique (< 35 espèces au total)</p> <p>• Au moins une espèce indicatrice du surpiétinement dépasse un recouvrement de 5%</p> <p>• Présence régulière d'espèces eutrophes</p>	<p>altéré</p>	
			<p>Recouvrement du sol nu d'origine anthropique ou pastorale ≥ 33 %</p>	<p>• Aucune espèce sensible au surpiétinement dépasse un recouvrement de 5%</p> <p>• Présence régulière d'espèces eutrophes</p>	<p>dégradé</p>	
<p>Etat de conservation de l'unité évaluée</p>			<p>est retenu le plus mauvais état des indicateurs « structure de la végétation » et « composition floristique »</p>			

Figure 116 : grille d'évaluation de l'état de conservation des pelouses thermo-alpigènes à *Festuca (Patzkia) paniculata* (Eunis E4.331)

Évaluation de l'état de conservation des pelouses thermo-alpighènes à *Festuca (Patzkia) paniculata* (EUNIS E4.331) - Grille d'analyse (novembre 2019 complété avril 2021)

PARAMETRE	CRITERE (pour l'habitat à l'échelle du site)	INDICATEUR		MODALITÉ	Etat de conservation
		Description des indicateurs			
E	Surface couverte	Surface de l'habitat	Evolution de la surface (indiquer les causes de l'évolution)	stable ou en augmentation perte de 1 à 10 % perte de 10 à 25 % perte de 25 à 50 % Perte >50 %	Favorable (0) Favorable (-20) Altéré (-40) Dégradé (-60) Dégradé (-80)
			Synthèse de l'évaluation à l'échelle de l'ensemble des unités évaluées	Formule à partir des % des différents états de conservation obtenus pour chaque unité évaluée	selon les modalités d'évaluation : % de surface en cas d'évaluation par polygones ou % du nombre de placets en cas d'évaluation par échantillonage ponctuel (voir grille pour visualiser résultats)
Alatértons	Atéintes "diffuses" au niveau du site	Atéintes "diffuses" au niveau du site	Atéintes négligeables ou nulles		Favorable (0)
			Atéintes moyennes (ponctuelles, maîtrisées)		Favorable (-10)
			Atéintes(s) importante(s), dynamique de l'habitat non remise en cause		Altéré (-40)
Etat de conservation à l'échelle du site			Atéinte(s) importante(s), dynamique de l'habitat remise en cause		Dégradé (-60)
			Somme des notes puis applicatbn de la grille (<40 dégradé, [40-70] altéré, [70-100] favorable)		total

Grille de notation compété pour l'indicateur "Evolution de la surface" :

Evolution contexte habitat	Stable ou augmentation	Perte 1 à 10 %	Perte 10 à 25 %	Perte 25 à 50 %	Perte > 50 %
Rare, patrimonial (prioritaire) habitat ponctuel (<1 % site)	Favorable 0	Altéré -40	Dégradé -60	Dégradé -80	Dégradé -80
Peu commun, prioritaire ou non peu recouvrant (<5%)	Favorable 0	Altéré -30	Altéré -50	Dégradé -60	Dégradé -80
Commun, prioritaire ou non assez recouvrant (>5%)	Favorable 0	Favorable -20	Altéré -40	Dégradé -60	Dégradé -80
Commun, prioritaire ou non très recouvrant, dominant	Favorable 0	Favorable -10	Altéré -30	Altéré -50	Dégradé -60

Notes obtenues selon le % altéré et dégradé :

%Alt	0	10	20	30	40	50	60	70
%Deg	0	10	20	30	40	50	60	70
	10	15	25	35	45	55	65	75
	20	30	40	50	60	70	80	90
	30	45	55	65	75	85	95	105
	40	60	70	80	90	100	110	120
	50	75	85	95	105	115	125	
	60	90	100	110	120	130		
	70	105	115	125	135			

Figure 117 : grille d'évaluation de l'état de conservation des pelouses thermo-alpighènes à *Festuca (Patzkia) paniculata* (Eunis E4.331) à l'échelle d'un site

Liste simplifiée des espèces indicatrices utilisable pour évaluer l'état de conservation des pelouses à fétuque paniculée

<p>Espèces indicatrices d'eutrophisation</p> <p>Retenues pour l'indicateur dicot nitrophile « élargi » : <i>Achillea distans</i> <i>Allium schoenoprasum</i> <i>Chaerophyllum hirsutum</i> <i>Crepis aurea</i> <i>Cyanus montanus</i> <i>Geranium sylvaticum</i> <i>Imperatoria ostruthium</i> <i>Pleurospermum austriacum</i> <i>Rumex acetosa</i> <i>Thalictrum aquilegifolium</i> <i>Tragopogon pratensis</i> <i>Veratrum album</i></p> <p>Espèce supplémentaire hors indicateur : <i>Gentiana lutea</i></p>	<p style="text-align: center;">Espèces « typiques » des pelouses à fétuque paniculée</p> <table border="0" style="width: 100%;"> <tr> <td style="vertical-align: top;"> <p>Espèces « sensibles » à l'eutrophisation : <i>Bupleurum ranunculoides</i> <i>Centaurea uniflora</i> <i>Helianthemum nummularium</i> <i>Potentilla grandiflora</i> <i>Trifolium alpestre</i></p> </td> <td style="vertical-align: top; border-left: 1px dashed green; border-right: 1px dashed green;"> <p>Espèces (eutrophes) « typiques » de la variante mésophile : <i>Alchemilla sect. alchemilla</i> <i>Bistorta officinalis</i> <i>Trifolium pratense</i></p> </td> <td style="vertical-align: top;"> <p>Espèces « typiques » de la variante sèche : <i>Arnica montana</i> <i>Biscutella laevigata</i> <i>Gentiana acaulis</i> <i>Leucanthemum vulgare</i> <i>Onobrychis montana</i> <i>Plantago maritima subsp. serpentina</i> <i>Thymus serpyllum aggr.</i> <i>Trifolium montanum</i></p> </td> </tr> </table> <p style="text-align: center;">Espèces sensibles au sur-piétinement (ou autre dégradation du sol)</p> <table border="0" style="width: 100%;"> <tr> <td style="vertical-align: top;"> <p>Espèces « typiques » de la variante sèche ou mésophile : <i>Alchemilla sect. Alchemilla</i> <i>Arnica montana</i> <i>Bistorta officinalis</i></p> </td> <td style="vertical-align: top;"> <p>Espèces spécifiques à ce gradient : <i>Gentiana acaulis</i> <i>Leucanthemum vulgare</i> <i>Onobrychis montana</i> <i>Trifolium pratense</i></p> </td> </tr> </table> <p style="text-align: center;">Espèces indicatrices des habitats sur-piétinés (ou autre dégradation du sol)</p> <table border="0" style="width: 100%;"> <tr> <td style="vertical-align: top;"> <p><i>Arctostaphylos uva-ursi</i> Brachypodium rupestre <i>Bupleurum ranunculoides</i></p> </td> <td style="vertical-align: top;"> <p><i>Carex humilis</i> <i>Cotoneaster integerrimus</i> <i>Globularia cordifolia</i></p> </td> <td style="vertical-align: top;"> <p><i>Pilosella officinarum</i> <i>Polygala chamaebuxus</i> <i>Prunella grandiflora</i></p> </td> </tr> </table> <p>Espèces supplémentaires hors indicateur : <i>Asphodelus albus subsp. delphinensis</i> (monopoliste) <i>Helictotrichon parlatoiei</i> (aussi caractéristique des pelouses à avoine de Parlatore)</p>	<p>Espèces « sensibles » à l'eutrophisation : <i>Bupleurum ranunculoides</i> <i>Centaurea uniflora</i> <i>Helianthemum nummularium</i> <i>Potentilla grandiflora</i> <i>Trifolium alpestre</i></p>	<p>Espèces (eutrophes) « typiques » de la variante mésophile : <i>Alchemilla sect. alchemilla</i> <i>Bistorta officinalis</i> <i>Trifolium pratense</i></p>	<p>Espèces « typiques » de la variante sèche : <i>Arnica montana</i> <i>Biscutella laevigata</i> <i>Gentiana acaulis</i> <i>Leucanthemum vulgare</i> <i>Onobrychis montana</i> <i>Plantago maritima subsp. serpentina</i> <i>Thymus serpyllum aggr.</i> <i>Trifolium montanum</i></p>	<p>Espèces « typiques » de la variante sèche ou mésophile : <i>Alchemilla sect. Alchemilla</i> <i>Arnica montana</i> <i>Bistorta officinalis</i></p>	<p>Espèces spécifiques à ce gradient : <i>Gentiana acaulis</i> <i>Leucanthemum vulgare</i> <i>Onobrychis montana</i> <i>Trifolium pratense</i></p>	<p><i>Arctostaphylos uva-ursi</i> Brachypodium rupestre <i>Bupleurum ranunculoides</i></p>	<p><i>Carex humilis</i> <i>Cotoneaster integerrimus</i> <i>Globularia cordifolia</i></p>	<p><i>Pilosella officinarum</i> <i>Polygala chamaebuxus</i> <i>Prunella grandiflora</i></p>	<p>Espèces indicatrices des landes</p> <p>Retenues pour l'indicateur « ligneux » : <i>Arctostaphylos uva-ursi</i> <i>Calluna vulgaris</i> <i>Juniperus nana</i> <i>Polygala chamaebuxus</i> <i>Rhododendron ferrugineum</i> <i>Vaccinium myrtillus</i> <i>Vaccinium uliginosum</i> <i>Vaccinium vitis-idaea</i></p>
<p>Espèces « sensibles » à l'eutrophisation : <i>Bupleurum ranunculoides</i> <i>Centaurea uniflora</i> <i>Helianthemum nummularium</i> <i>Potentilla grandiflora</i> <i>Trifolium alpestre</i></p>	<p>Espèces (eutrophes) « typiques » de la variante mésophile : <i>Alchemilla sect. alchemilla</i> <i>Bistorta officinalis</i> <i>Trifolium pratense</i></p>	<p>Espèces « typiques » de la variante sèche : <i>Arnica montana</i> <i>Biscutella laevigata</i> <i>Gentiana acaulis</i> <i>Leucanthemum vulgare</i> <i>Onobrychis montana</i> <i>Plantago maritima subsp. serpentina</i> <i>Thymus serpyllum aggr.</i> <i>Trifolium montanum</i></p>								
<p>Espèces « typiques » de la variante sèche ou mésophile : <i>Alchemilla sect. Alchemilla</i> <i>Arnica montana</i> <i>Bistorta officinalis</i></p>	<p>Espèces spécifiques à ce gradient : <i>Gentiana acaulis</i> <i>Leucanthemum vulgare</i> <i>Onobrychis montana</i> <i>Trifolium pratense</i></p>									
<p><i>Arctostaphylos uva-ursi</i> Brachypodium rupestre <i>Bupleurum ranunculoides</i></p>	<p><i>Carex humilis</i> <i>Cotoneaster integerrimus</i> <i>Globularia cordifolia</i></p>	<p><i>Pilosella officinarum</i> <i>Polygala chamaebuxus</i> <i>Prunella grandiflora</i></p>								

Tableau 71 : Liste simplifiée des espèces typiques utilisable pour diagnostiquer l'état de conservation des pelouses thermo-alpigènes à *Festuca (Patzkia) paniculata* (Eunis E4.331)

3.5- Résultats et proposition d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation pour les combes à neige

3.5.1- Mise à l'épreuve de la typologie des dégradations pour les combes à neige

La même méthode d'analyse des données a été appliquée aux relevés des pelouses de combes à neige, réalisés en été 2018, soit 13 relevés, donc là encore un jeu bien plus limité que les nardaies. Afin de le compléter, 27 relevés réalisés pour construire la typologie des végétations de Vanoise (Bornard et al., 1986) ont été ajoutés. Une première analyse avait intégré le relevé classé initialement en pelouse calcaires alpines et subalpines (type A2 dans la typologie de Bornard) mais reclassé en combe à neige par la CAH globale, mais malgré des affinités en termes de végétation, la différence de composition avait trop de poids lors des analyses successives, et ce relevé a donc été supprimé du jeu de données. Sur le terrain, par rapport à l'ensemble des dégradations potentielles (voir Figure 118) les opérateurs n'ont pu échantillonner que les gradients d'eutrophisation (3 relevés), colonisé par les plantes épineuses (1 relevé) et la présence de sol nu et plantes déchaussées (3 relevés), complété avec 7 relevés jugés de référence. Comme nous le signalions en conclusion du chapitre sur les effets du changement climatique, notre protocole n'était pas assez fin pour ces milieux qui sont souvent très peu étendus ; les effets du changement climatique ne seront donc pas ciblés.

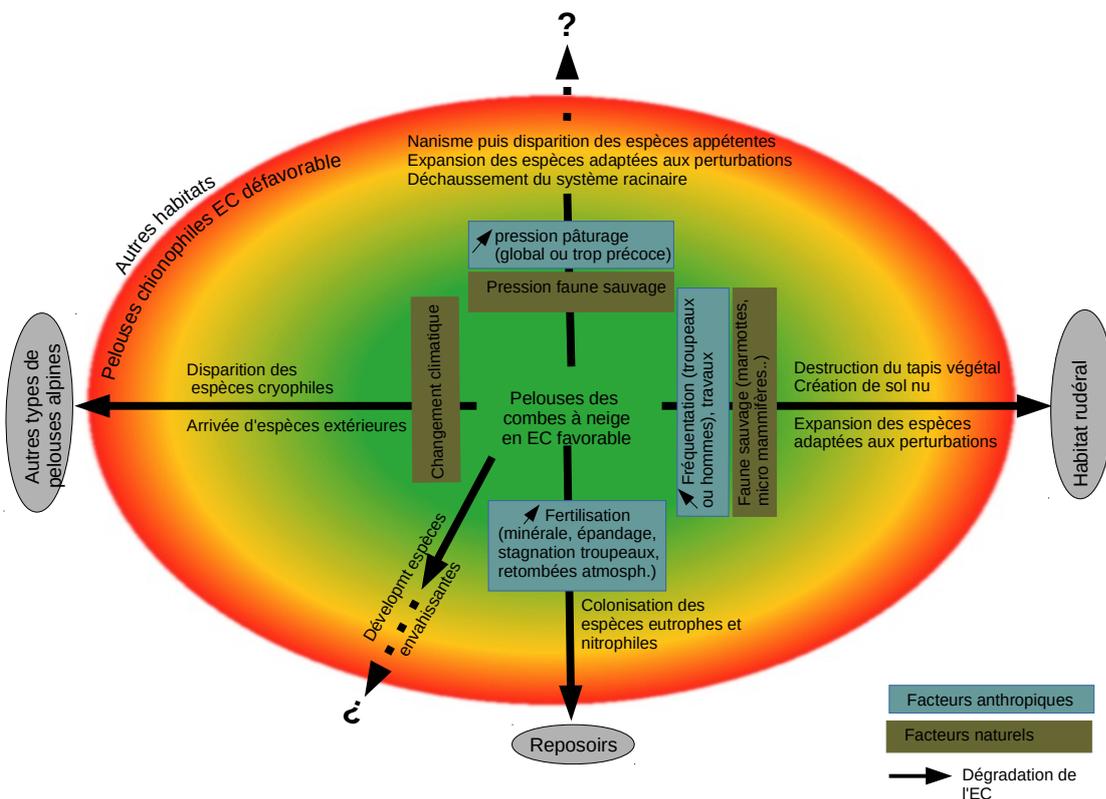


Figure 118 : Évolutions possibles de l'état de conservation des pelouses de combes à neige selon les pressions qu'elles subissent

Le cercle de couleur représente la diversité des faciès que peut prendre l'habitat selon les conditions écologiques et les pressions anthropiques locales ; ces faciès peuvent être classés selon un gradient d'état de conservation allant du bon état en vert à un état défavorable en rouge. Si l'intensité et la durée des pressions dépassent le seuil de résilience de l'habitat, il y a passage à d'autres habitats (ellipses grises). Chaque pression décrite au chapitre 1.3 est individualisée sur le schéma par un gradient symbolisé par une flèche, sur laquelle sont précisés les facteurs naturels ou anthropiques qui impactent l'habitat, les conséquences écologiques repérables et le cas échéant les habitats résultants si les facteurs dépassent le seuil de résilience de l'habitat. Les flèches en trait plein représentent les gradients connus et valables pour les pelouses de combes à neige et celles se terminant en trait pointillé représentent les évolutions pour lesquelles nous ne pouvons pas préciser jusqu'où le gradient peut évoluer.

L'AFC initiale sur ces 40 relevés (voir Figure 119) donne de bons résultats pour le groupe des relevés sur le gradient d'eutrophisation, une fois les relevés ajoutés classés à dire d'expert en fonction de la présence des espèces nitrophiles ou eutrophes. En revanche, les relevés avec du sol nu et celui colonisé par les espèces épineuses sont superposés aux relevés de référence.

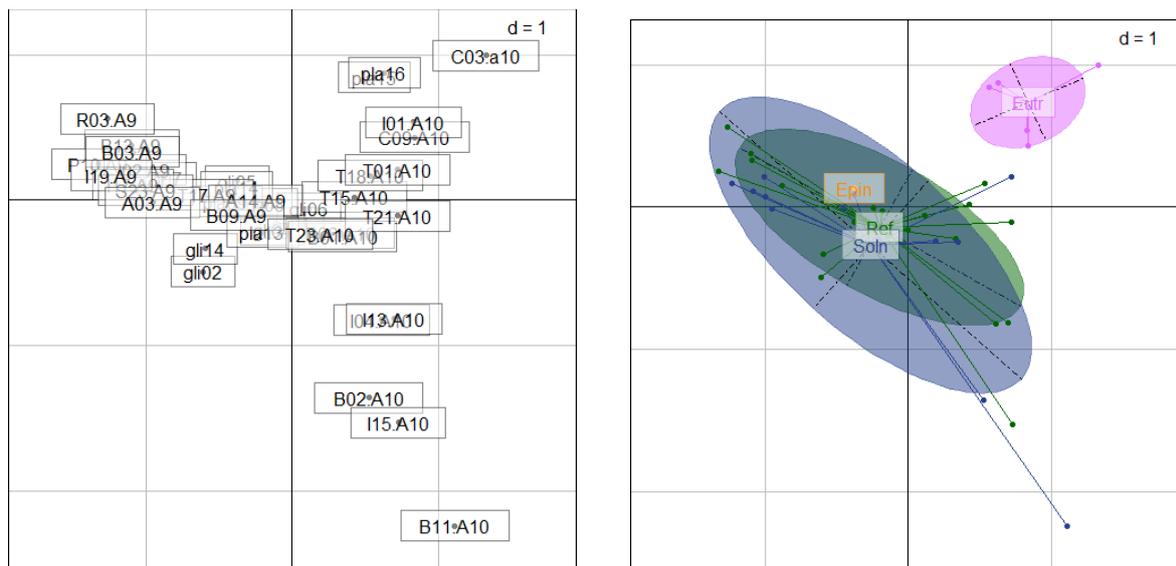


Figure 119: projection des relevés de combe à neige sur les axes 1 et 2 d'une analyse factorielle des correspondances, classés selon les dégradations jugées majoritaires sur le terrain

Grâce à l'ajout de quelques relevés réalisés en 2020 sur les dégradations étudiées, nous avons repris les analyses en nous focalisant sur les nardaies longuement enneigées. L'AFC réalisée après avoir corrigé à dire d'expert l'affectation à une dégradation de certains relevés discrimine bien ces dégradations (Figure 121). Seuls les relevés de sol nu se superposent avec les relevés de référence.

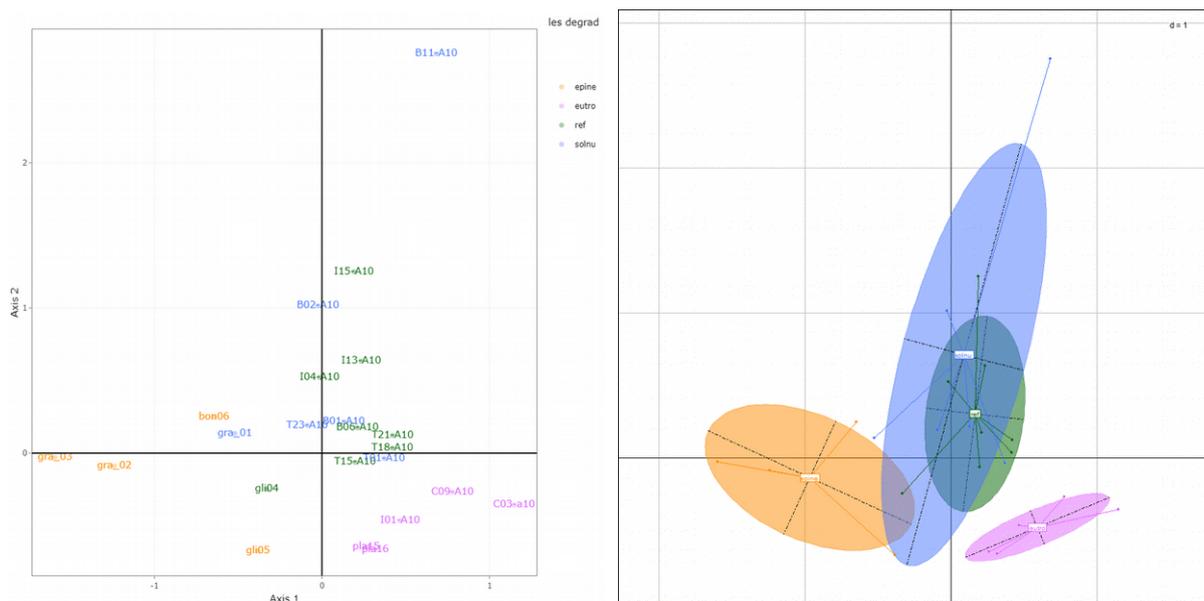


Figure 120: projection des relevés de nardaies longuement enneigées sur les axes 1 et 2 d'une analyse factorielle des correspondances, classés selon les dégradations jugées majoritaires

Pour la suite, nous avons donc étudié séparément le gradient d'eutrophisation, celui des espèces monopolistes et celui de présence de sol nu.

3.5.2- Analyse des combes à neige par dégradation : eutrophisation

26 relevés constitue le jeu de données pour l'analyse du gradient. L'AFC sur ce jeu montre que l'axe 1 est plus lié au type de végétation qu'au gradient d'eutrophisation (voir les deux graphiques de gauche de la Figure 121 : les types A9 de la typologie de Bornard correspondant aux pelouses à alchémille à 5 folioles (correspondant pour notre jeu de données à l'habitat 9150 des pelouses boréo-alpines siliceuses) sont nettement séparés des types A10 de la typologie de Bornard correspondant aux nardaies très longuement enneigées (correspondant pour notre jeu de données à l'association du *Ranunculo pyrenaei-Alopecuretum gerardii* rattachée aux nardaies précédemment étudiées). En regardant l'ensemble des relevés classés dans le type A9, qui sont ceux des combes à neige « typiques », on s'aperçoit aussi qu'ils ne sont pas du tout affectés par l'eutrophisation dans notre jeu de données. Nous avons donc mis de côté ces relevés pour n'analyser que ceux classés en type A10 (nardaies à vulpin de Gérard).

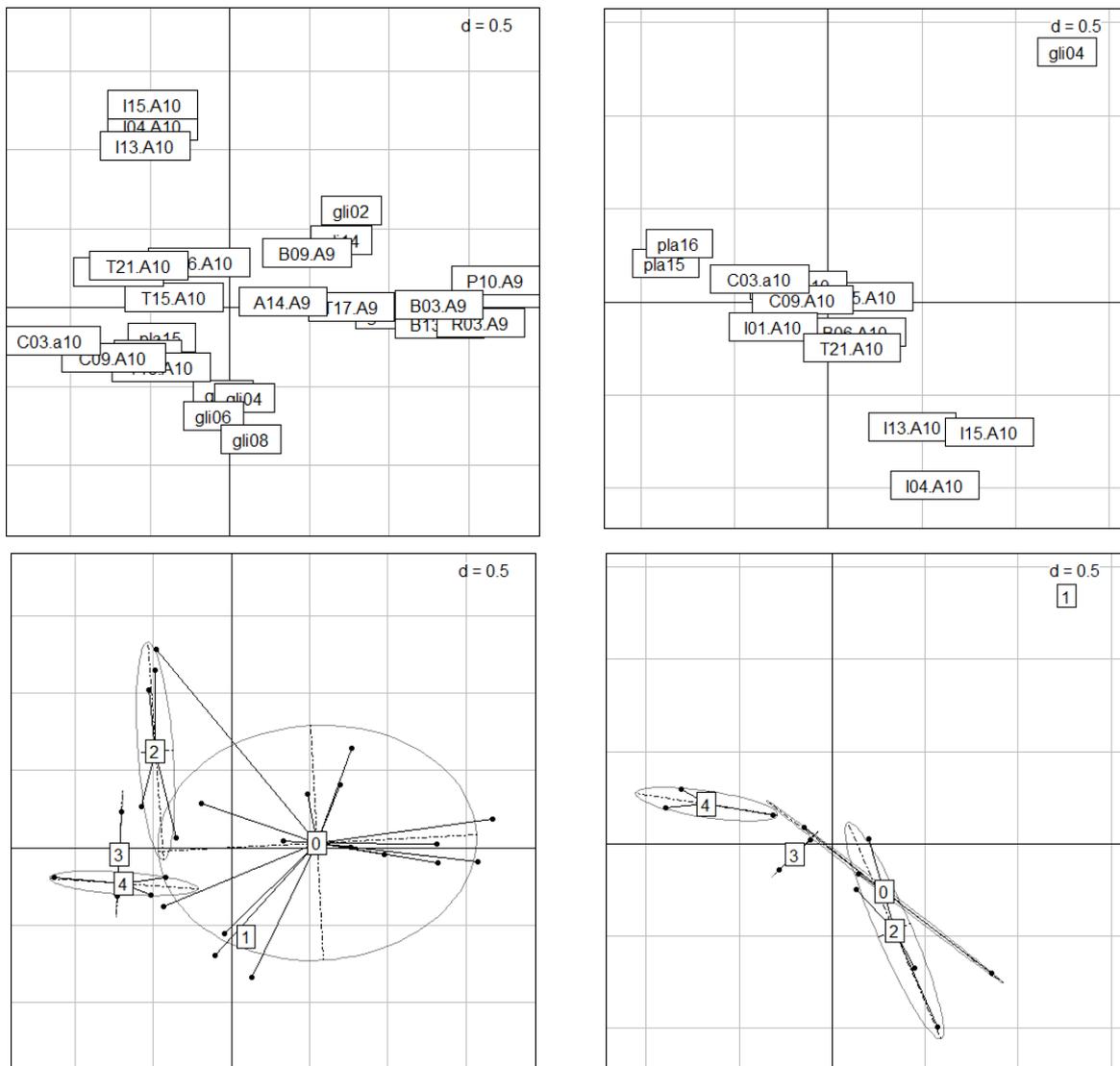


Figure 121: projection des relevés de combe à neige sur les axes 1 et 3 d'une analyse factorielle des correspondances ; à gauche tous les relevés, à droite, les seuls relevés du type A10 ; relevés classés selon les classes de recouvrement des espèces eutrophes.

L'AFC sur les 13 relevés restants met bien en évidence le gradient d'eutrophisation sur l'axe 1 (Figure 121 de droite). L'analyse a été poursuivie sur ces seuls relevés, avec dans un deuxième temps l'ajout des quelques relevés réalisés en 2020.

3.5.3- Analyse des nardaies longuement enneigées par dégradation : eutrophisation

Les coordonnées des espèces sur cet axe 1 permettent de proposer la liste des espèces des nardaies longuement enneigées sensibles à l'eutrophisation et la liste des espèces indicatrices des phases eutrophes. Quelques espèces dont l'écologie ne correspondant pas au gradient d'eutrophisation ont été mises de côté, leur présence étant considérée comme fortuite.

La liste des espèces typiques distingue donc au final (Tableau 72) :

- des espèces dites eutrophes : toutes les espèces qui ont des coordonnées négatives sur l'axe 1 de l'AFC et dont la valence de richesse chimique est 5 ou plus (Julve, 2012). Cette liste a été scindée en deux groupes pour le test des indicateurs : les espèces « nitrophiles » dont l'indice de richesse chimique est 6 ou plus (sauf *Poa alpina*) et les autres dites eutrophes dont l'indice de richesse chimique est 5 .
- des espèces simplement occasionnelles qui accompagnent ces espèces eutrophes.
- des espèces indifférentes à l'eutrophisation, qui sont là encore les espèces structurante des végétations de ces nardaies.
- des espèces sensibles à l'eutrophisation, lorsqu'elles étaient présentes dans au moins 2 relevés.

Taxon	Coord axe 1	recouv moyen	nb relevés
<i>Cirsium spinosissimum</i>	1,3349	0,0185	2
<i>Euphrasia minima</i>	1,2481	0,0015	1
<i>Luzula spicata</i>	1,2481	0,0031	1
<i>Selaginella selaginoides</i>	1,2481	0,0015	1
<i>Trifolium pratense</i>	1,2481	0,0031	1
<i>Poa supina</i>	1,2341	0,0431	3
<i>Cerastium arvense</i>	1,0229	0,0092	3
<i>Alchemilla</i> sect. <i>Alchemilla</i>	1,0116	0,0431	5
<i>Carex foetida</i>	0,9933	0,0262	4
<i>Gentiana nivalis</i>	0,9523	0,0046	3
<i>Crepis aurea</i>	0,8981	0,0138	3
<i>Veronica alpina</i>	0,8718	0,0092	3
<i>Plantago atrata</i>	0,7383	0,0938	8
<i>Sagina glabra</i>	0,6306	0,04	6
<i>Agrostis capillaris</i>	0,5719	0,0062	1
<i>Poa alpina</i>	0,5356	0,0723	9
<i>Pachypleurum mutellinoides</i>	0,5138	0,0338	2
<i>Soldanella alpina</i>	0,5087	0,0185	7
<i>Campanula rotundifolia</i>	0,4568	0,0015	1
<i>Carex myosuroides</i>	0,4568	0,0015	1
<i>Festuca pumila</i>	0,4568	0,0015	1
<i>Sesleria caerulea</i>	0,4568	0,0015	1
<i>Trifolium thalii</i>	0,4452	0,0538	6
<i>Viola calcarata</i>	0,4054	0,0308	7
<i>Festuca rubra</i> aggr.	0,3724	0,0538	6
<i>Euphrasia salisburgensis</i>	0,3509	0,0031	2
<i>Alchemilla pentaphyllea</i>	0,3482	0,0708	9
<i>Phleum alpinum</i>	0,3265	0,0585	10
<i>Carex parviflora</i>	0,2534	0,0046	2
<i>Agrostis alpina</i>	0,245	0,0046	1
<i>Sibbaldia procumbens</i>	0,245	0,0031	1
<i>Taraxacum</i> sp.	0,2422	0,0046	2

Taxon	Coord axe 1	recouv moyen	nb relevés
<i>Gentiana acaulis</i>	-2,001	0,0015	1
<i>Juncus jacquinii</i>	-2,001	0,0138	1
<i>Salix herbacea</i>	-2,001	0,0138	1
<i>Salix retusa</i>	-2,001	0,0015	1
<i>Bartsia alpina</i>	-1,5914	0,0092	2
<i>Luzula alpino-pilosa</i>	-1,3865	0,0062	2
<i>Sempervivum montanum</i>	-1,1223	0,0108	3
<i>Trifolium alpinum</i>	-1,0758	0,0277	4
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	-1,0735	0,0354	5
<i>Helictochloa versicolor</i>	-0,9926	0,0277	3
<i>Luzula lutea</i>	-0,9057	0,0138	3
<i>Agrostis rupestris</i>	-0,9042	0,0185	5
<i>Anemone alpina</i>	-0,8981	0,0015	1
<i>Gnaphalium supinum</i>	-0,8981	0,0015	1
<i>Leucanthemopsis alpina</i>	-0,8981	0,0015	1
<i>Phyteuma hemisphaericum</i>	-0,8981	0,0015	1
<i>Sagina saginoides</i>	-0,8981	0,0015	1
<i>Phyteuma globulariifolium</i>	-0,706	0,0015	1
<i>Scorzoneroides pyrenaica</i>	-0,6431	0,0369	9
<i>Plantago alpina</i>	-0,5004	0,2969	13
<i>Ranunculus kuepferi</i>	-0,4761	0,0508	5
<i>Bistorta vivipara</i>	-0,4329	0,0215	6
<i>Trifolium badium</i>	-0,4268	0,0323	5
<i>Nardus stricta</i>	-0,4178	0,0462	6
<i>Geum montanum</i>	-0,3523	0,0446	8

Taxon	Coord axe 1	recouv moyen	nb relevés
<i>Potentilla aurea</i>	-0,1786	0,1046	12
<i>Campanula scheuchzeri</i>	0,0495	0,0108	6
<i>Alopecurus gerardii</i>	0,1604	0,2438	12

Tableau 72 : liste des taxons caractéristiques des habitats eutrophisés (marron : espèces eutrophes retenues dans les analyses suivantes ; marron foncé et brun : espèces retenues dans l'indicateur), taxons typiques des nardaies longuement enneigées sensibles à l'eutrophisation (vert : espèces retenues dans les analyses suivantes, dont vert foncé les espèces retenues comme indicateur complémentaire), taxons indifférents à l'eutrophisation en bleu ; classés selon leurs coordonnées sur le premier axe de l'AFC.

Pour plus de détail, voir en annexe n°17 la liste complète des espèces et en annexe n°18 les graphiques de comportement de leur recouvrement en fonction des coordonnées des relevés sur l'axe 1 de l'AFC pour la plupart des espèces listées ci-dessus. Il faut néanmoins noter que par

rapport aux autres milieux étudiés, le classement sur l'AFC des espèces jugées indifférentes recoupe partiellement la position des espèces jugées typiques.

La proportion de ces deux groupes d'espèces dans chaque relevé a permis de construire les deux diagrammes suivants (Figure 104 et Figure 105), où l'on a individualisé les groupes correspondant potentiellement aux différents états de conservation, mais aucun relevé ne semble relever de l'habitat eutrophisé, même si nous avons eu un doute pour « pla15 ».

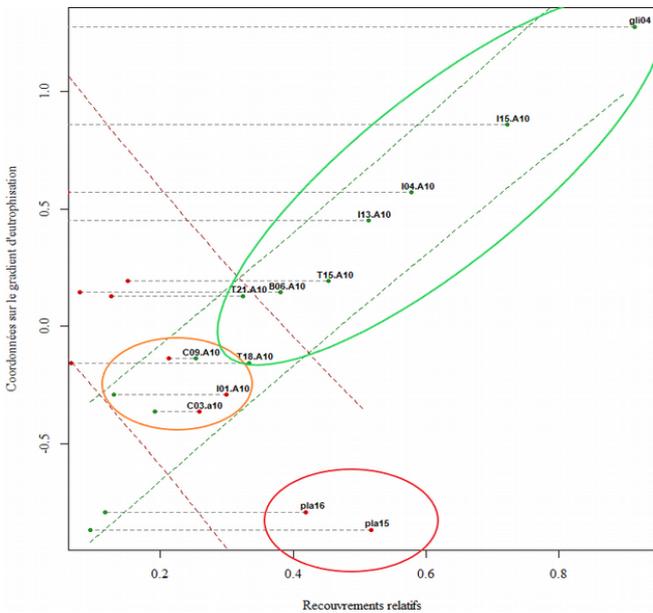


Figure 122: diagramme de la succession nardaies longuement enneigées → milieu eutrophe

Les points verts donnent les R_{typ} , recouvrements relatifs des espèces sensibles à l'eutrophisation (« espèces typiques »), les points rouges les R_{deg} , ceux des espèces eutrophes. Les lignes obliques matérialisent les intervalles de fluctuation au seuil 0,9 des modèles linéaires :

Coordonnée = $f(R_{typ})$ et Coordonnée = $f(R_{deg})$, respectivement. Les enveloppes de couleur présentent les 3 groupes constitués pour les analyses suivantes.

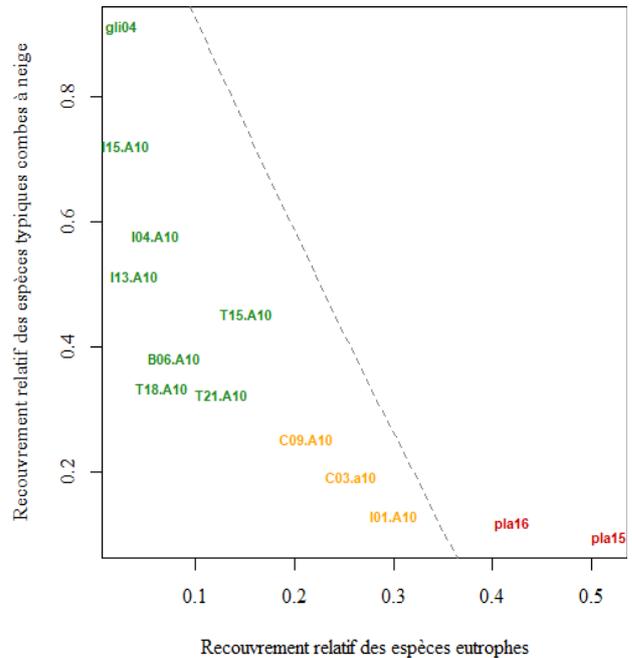


Figure 123 : classification des états de conservation le long du gradient d'eutrophisation pour les nardaies longuement enneigées selon $R_{typ} = f(R_{deg})$.

Vert : état favorable ; orange: état altéré ; rouge : état dégradé.

Espèces indicatrices d'eutrophisation

Nitrophiles : <i>Alchemilla sect. alchemilla</i> <i>Cirsium spinosissimum</i> <i>Crepis aurea</i> <i>Phleum alpinum aggr.</i> <i>Poa alpina</i> <i>Poa supina</i> <i>Trifolium pratense</i>	Eutrophes : <i>Cerastium arvense</i> <i>Festuca rubra aggr.</i> <i>Plantago atrata</i> <i>Trifolium thalii</i>	Espèces compagnes : <i>Carex foetida</i> <i>Sagina glabra</i> <i>Soldanella alpina</i> <i>Veronica alpina</i>
---	---	--

Principales espèces des nardaies longuement enneigées indifférentes à l'eutrophisation

<i>Alchemilla pentaphyllea</i> <i>Alopecurus gerardii</i> <i>Bistorta vivipara</i> <i>Campanula scheuchzeri</i> <i>Geum montanum</i>	<i>Potentilla aurea</i> <i>Ranunculus kuepferi</i> <i>Ranunculus sartorianus</i> <i>Trifolium badium</i> <i>Viola calcarata</i>
--	---

Espèces typiques des nardaies Longuement enneigées

Retenues pour l'indicateur « dicotylédones sensibles » : <i>Homogyne alpina</i> <i>Leontodon hispidus</i> <i>Lotus corniculatus</i> <i>Mutellina adonidifolia</i> <i>Plantago alpina</i> <i>Scorzoneroides pyrenaica</i> <i>Sempervivum montanum</i> <i>Trifolium alpinum</i>	Autres espèces sensibles : <i>Agrostis rupestris</i> <i>Anthoxanthum odoratum aggr.</i> <i>Festuca violacea</i> <i>Helictochloa versicolor</i> <i>Luzula lutea</i> <i>Nardus stricta</i>
--	---

Figure 124 : Liste restreinte des espèces indicatrices utilisable pour évaluer l'état de conservation des nardaies longuement enneigées.

Différents indicateurs ont été testés à partir des espèces retenues (voir Tableau 72) pour ne retenir que les plus discriminants. Nous proposons une liste restreinte d'espèces indicatrices et une première clé plutôt adaptée pour analyser des relevés de végétation :

- 1- Recouvrement cumulé des espèces nitrophiles > 50 % et recouvrement cumulé des dicotylédones sensibles à l'eutrophisation < 25% → **état dégradé**
- 1- Recouvrement cumulé des espèces nitrophiles ≤ 50 % ou recouvrement cumulé des dicotylédones sensibles à l'eutrophisation ≥ 5% → 2
- 2- Recouvrement cumulé des espèces eutrophes ≥ 25 % → **état altéré**
- 2- Recouvrement cumulé des espèces eutrophes < 25 % → **état favorable**

La clé proposée pour les nardaies longuement enneigées donne d'assez bons résultats globaux, mais il faut relativiser vu le faible nombre de relevés utilisés.

Nous proposons en complément une deuxième clé utilisant une liste restreinte d'espèces indicatrices pour une utilisation de terrain. Par rapport aux autres milieux, nous avons dû prendre en compte les poacées eutrophes malgré les difficultés d'estimation de leur recouvrement, car sans elles, aucun indicateur n'est suffisamment pertinent. Nous estimons néanmoins l'évaluation faisable, car sans eutrophisation, les poacées à large feuilles sont peu recouvrantes.

- 1- Les 3 poacées eutrophes (*Poa supina*, *Poa alpina* et *Phleum alpinum*) avec un recouvrement ≥ 10 % → **état dégradé**
- 1- Au maximum 1 des 3 poacées eutrophes (*Poa supina*, *Poa alpina* et *Phleum alpinum*) avec un recouvrement ≥ 10 % → 2
- 2- 1 des 3 poacées eutrophes (*Poa supina*, *Poa alpina* et *Phleum alpinum*) avec un recouvrement ≥ 10 % OU au moins 2 dicot eutrophes à recouvrement ≥ 5 % → **état altéré**
- 2- Aucune poacée eutrophe (*Poa supina*, *Poa alpina* et *Phleum alpinum*) avec un recouvrement ≥ 10 % ET Au plus 1 dicot eutrophe à recouvrement ≥ 5 % → **état favorable**

Ces clés sont inévitablement réductrices et sujettes à caution, car elles ont été conçues à partir de notre jeu limité de données. Malheureusement, le trop faible nombre de relevés ne nous permet pas de présenter en complément, pour chaque état de conservation, une description plus complète. Les espèces « typiques » des nardaies longuement enneigées (*Bartsia alpina*, *Sempervivum montanum*, *Trifolium alpinum*, *Scorzonoides pyrenaica*, *Geum montanum*) sont en général présentes dans les relevés en état favorable, et *Plantago alpina* a un recouvrement en général >20 %.

3.5.4- Analyse des nardaies longuement enneigées par dégradation : envahissement par les espèces monopolistes

Le jeu de données est très peu fourni puisque seulement 4 relevés sont concernés par un développement important de *Gentiana punctata* ou *Cirsium spinosissimum*. Les analyses ne peuvent donc pas être mises en œuvre, mais trois d'entre eux se révèlent être touchés par l'eutrophisation. En appliquant la clé proposée, ils seraient classés en état altéré (gli05 et gra03 avec *Poa alpina* >10 % et gra02 avec seulement 8 %, gli05 et gra02 avec *Cirsium spinosissimum* > 5%). Comme pour les autres habitats, l'envahissement par les espèces monopolistes est un indicateur complémentaire d'eutrophisation.

3.5.5- Analyse des nardaies longuement enneigées par dégradation : destructuration du tapis végétal

Le jeu de données est très peu fourni puisque seulement 7 relevés sont concernés par un développement du sol nu, sans savoir l'origine de sa formation pour les relevés du Cemagref. L'AFC sur l'ensemble de ces relevés ne met pas du tout en avant l'indicateur présence de sol nu. Il est donc impossible de proposer une grille d'évaluation pour ce type de dégradation. Nous notons que l'un des relevés (gra01) est affecté par l'eutrophisation avec un état altéré.

3.5.6- Lien entre état de conservation et biodiversité

La seule analyse possible concerne le gradient d'eutrophisation. La Figure 125 aboutit à des résultats similaires à ceux pour les nardaies, à savoir une richesse spécifique légèrement en augmentation lorsque l'eutrophisation augmente, mais les différences ne sont pas significatives. Cette faible augmentation de la richesse spécifique s'accompagne d'une perte de typicité : le recouvrement des espèces « typiques » diminue, mais elles perdurent avec l'eutrophisation, et il apparaît de nouvelles espèces plus généralistes.

L'indicateur de richesse spécifique n'est donc pas pertinent pour discriminer les états de conservation.

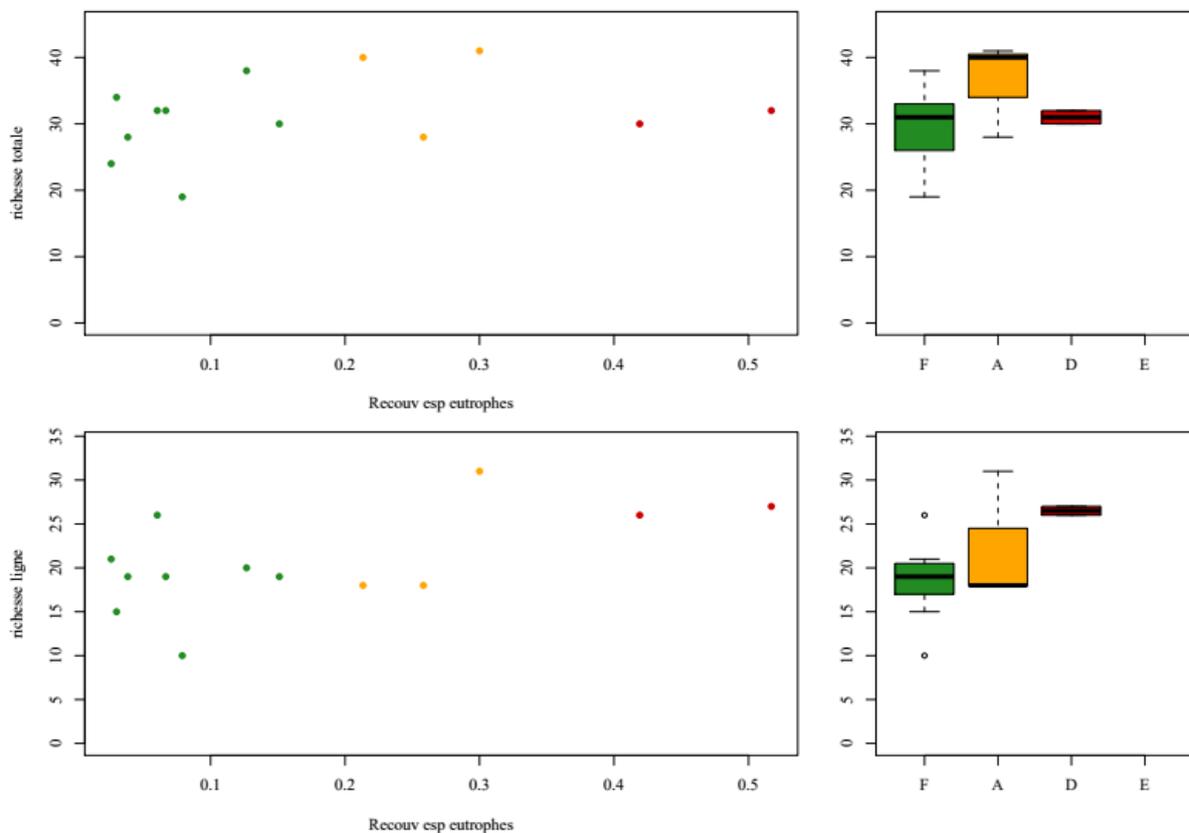


Figure 125 : richesse spécifique totale sur le relevé (graphique haut) et sur la ligne (graphique bas) selon l'état de conservation

Deux modes de visualisation : à gauche, chaque relevé est représenté par un point sur le gradient de recouvrement des espèces eutrophes ; à droite une représentation en « boîte à moustaches »

vert : favorable ; orange : altéré ; rouge : dégradé

Il est aussi instructif de regarder comment se positionnent ces nardaies longuement enneigées par rapport au seuil fixé précédemment pour discriminer les nardaies riches en espèces relevant de la

DHFF. Si l'on applique les seuils proposés au chapitre 3.2.9 (notamment la richesse spécifique des espèces recouvrantes ≥ 24 espèces), une bonne partie des relevés réalisés ne relèveraient pas de l'habitat d'intérêt communautaire, dont très peu seraient en état de conservation favorable ! Ce constat rejoint l'analyse émise au 3.2.9 : ce critère élimine en priorité les nardaies les plus alticoles.

3.5.7- Conclusion pour les nardaies longuement enneigées : proposition de grilles, domaine de validité, limites

Notre méthode de travail mise au point sur les nardaies ne permet d'aboutir à des propositions de grille d'évaluation de l'état de conservation que pour les nardaies longuement enneigées concernées par l'eutrophisation (Figure 126 et Erreur : source de la référence non trouvée). Elle complète donc celles établies pour les autres nardaies de montagne. Pour les autres types de végétation de combe à neige et pour les autres types de dégradation, notre jeu de données n'est pas suffisant. Il conviendrait donc de compléter par d'autres relevés, notamment sur des nardaies longuement enneigées et sur-piétinées. Pour les autres types de végétation de combe à neige, notre méthode par points-contacts sur des lignes de plusieurs mètres ne semblent pas adaptée, car ces milieux sont souvent très ponctuels. Le protocole utilisé par Schöb et al. (2008) qui leur a permis de différencier 5 groupes d'espèces (dominantes, spécialistes, indifférentes, occasionnelles, étrangères) pourraient être reproduit. Il faudrait aussi peut-être envisager de récupérer les relevés réalisés pour les analyser avec notre méthode.

Évaluation de l'état de conservation des nardaias alpines longuement enneigées (UE 6230) - Grille d'analyse (mars 2022)

Clé de classification de l'habitat au niveau de l'unité évaluée		Critères complémentaires à titre d'information pouvant aider l'évaluateur		Classification vis-à-vis de la directive Habitats		
PARAMÈTRE	CRITÈRE	TYPE/ALTERNATION	Clé de caractérisation de l'état de conservation au niveau de l'unité évaluée			Etat de conservatbn
			Critères complémentaires à titre d'information pouvant aider l'évaluateur			
Composition, structure, fonctions	Structure de la végétation et composition spécifique	Gradient d'eutrophisation Clé utilisable pour évaluer des relevés de végétation en pts-contacts	Recouvrement cumulé des espèces nitrophiles ≤ 50 % OU recouvrement cumulé des dicotylédones sensibles à l'eutrophisation ≥ 5%	Recouvrement cumulé des espèces eutrophes < 25 % Recouvrement cumulé des espèces eutrophes ≥ 25 %	Favorable altéré	
			Recouvrement cumulé des espèces nitrophiles > 50 % ET recouvrement cumulé des dicotylédones sensibles à l'eutrophisation < 25 %	Recouvrement cumulé des espèces eutrophes > 25 % critère et seuil à définir	dégradé	
Aléatons de la couverture végétale	Atéintes au niveau de l'unité	Gradient d'eutrophisation Clé utilisable pour une évaluation sur le terrain	Aucune poacée eutrophe (<i>Poa alpina</i> , <i>Poa alpina</i> et <i>Phleum alpinum</i>) avec un recouvrement ≥ 10 % ET Au plus 1 dicot eutrophe à recouvrement ≥ 5 %	Les espèces « typiques » des nardaias longuement enneigées (<i>Bartsia alpina</i> , <i>Sempervivum montanum</i> , <i>Trifolium alpinum</i> , <i>Scorzoneraoides pyrenaica</i> , <i>Geum montanum</i>) sont en général présentes Recouvrement de <i>Plantago alpina</i> en général > 20 %	Favorable	
			Une des 3 poacées eutrophes (<i>Poa supina</i> , <i>Poa alpina</i> et <i>Phleum alpinum</i>) avec un recouvrement ≥ 10 % OU au moins 2 dicot eutrophes à recouvrement ≥ 5 %		altéré	
			Les 3 poacées eutrophes (<i>Poa supina</i> , <i>Poa alpina</i> et <i>Phleum alpinum</i>) avec un recouvrement ≥ 10 %		dégradé	
Etat de conservation de l'unité évaluée	Recouvrement du sol nu lié à des activités anthropiques (passage d'engins, surfréquentation...) ou pastorales (surpiétinement) ou par la faune sauvage	seuils à définir	critère et seuil à définir		habitats eutrophes	
est retenu le plus mauvais état des indicateurs « structure de la végétation » et « composition floristique »						

Figure 126 : grille d'évaluation de l'état de conservation des nardaias longuement enneigées (UE 6130)

PARAMÈTRE	CRITÈRE (pour l'habitat à l'échelle du site)	INDICATEUR		MODALITÉ	Etat de conservatbn
		Description des indicateurs	Evolution des surfaces		
E Surface couverte	Surface de l'habitat	Evolution de la surface (indiquer les causes de l'évolution)	Stable ou en augmentation	perte de 1 à 10 %	Favorable (0)
			Favorable	perte de 10 à 25 %	Favorable (-20)
			Favorable	perte de 25 à 50 %	Altéré (-40)
Compositn, structure, fonctns, altératns de la couverture végétale	Synthèse de l'évaluation à l'échelle de l'ensemble des unités évaluées	Formule à partir des % des différents états de conservatbn obtenus pour chaque unité évaluée	Favorable	Perte > 50 %	Dégradé (-80)
			Favorable	selon les modalités d'évaluation ; % de surface en cas d'évaluation par polygones ou % du nombre de placettes en cas d'évaluation par échantillonnage ponctuel (voir grille pour visualiser résultats)	Note = - (% altéré - 1,5 x dégradé)
			Favorable		
Altératns	Atéintes "diffuses" au niveau du site	Atéintes dont l'impact est difficilement quantifiable en surface	Atéintes négligeables ou nulles		Favorable (0)
			Atéintes moyennes (ponctuelles, maîtrisées)		Favorable (-10)
			Atéintes importantes, dynamique de l'habitat non remise en cause		Altéré (-40)
Etat de conservatbn à l'échelle du site		Somme des notes puis application de la grille (<40 dégradé, [40-70] altéré, [70-100] favorable)	Atéintes importantes, dynamique de l'habitat remise en cause		Dégradé (-60)
					total

Grille de notation compétée pour l'indicateur "Evolutbn de la surface"

Contexte habitat	Evolutbn surfaces	Perte				
		Stable ou augmentation	Perte 1 à 10 %	Perte 10 à 25 %	Perte 25 à 50 %	Perte > 50 %
Rare, patrimonial (prioritaire)	Favorable	Favorable	Altéré (-40)	Dégradé (-60)	Dégradé (-80)	Dégradé (-80)
Habitat ponctuel (<1 % site)	0	Favorable	Altéré (-40)	Dégradé (-60)	Dégradé (-80)	Dégradé (-80)
Peu commun, prioritaire ou non recouvrant (<5%)	0	Favorable	Altéré (-30)	Altéré (-50)	Dégradé (-60)	Dégradé (-80)
Commun, prioritaire ou non recouvrant (>5%)	0	Favorable	Favorable (-20)	Altéré (-40)	Dégradé (-60)	Dégradé (-80)
Commun, prioritaire ou non recouvrant, dominant	0	Favorable	Favorable (-10)	Altéré (-30)	Altéré (-50)	Dégradé (-60)

Notes obtenues selon le % altéré et dégradé :

%Alt / %Dés	0	10	20	30	40	50	60	70
0	0	10	20	30	40	50	60	70
10	15	25	35	45	55	65	75	85
20	30	40	50	60	70	80	90	100
30	45	55	65	75	85	95	105	115
40	60	70	80	90	100	110	120	
50	75	85	95	105	115	125		
60	90	100	110	120	130			
70	105	115	125	135				

Figure 127 : grille d'évaluation de l'état de conservation des nardaies longuement enneigées (UE 6130) à l'échelle d'un site

4- Discussion

4.1- État de conservation, cartographie des habitats et échelle de perception

Lorsqu'une cartographie des habitats est programmée sur un site Natura n'en bénéficiant pas déjà, comment intégrer l'évaluation de l'état de conservation dans le cahier des charges ? La méthode de cartographie des habitats de référence est celle rédigée par le MNHN et la fédération des conservatoires botaniques (Clair et al., 2006). L'échelle de la cartographie de terrain conditionne la taille minimale des objets cartographiables. Le guide considère que la surface du plus petit objet, lisible et interprétable, pouvant être représenté sur la carte est de 25 mm². Cette précision s'applique prioritairement aux habitats d'intérêt communautaire et ne s'applique pas aux objets ponctuels ou linéaires. Selon l'échelle de notation sur le terrain, les surfaces minimales cartographiables sont donc (Tableau 73) :

Echelle de terrain	Plus petit objet cartographié	Surface réelle en m ²	Soit par exemple un carré de
1/10 000	25 mm ²	2500	50 m x 50 m
1/5 000		625	25 m x 25 m
1/2 500		156	12,5 m x 12,5 m
1/2 000		100	10 m x 10 m

Tableau 73 : surface minimale cartographiable selon l'échelle de terrain choisie (in Clair et al., 2006)

Mais il est à noter que ce guide ne cadre pas explicitement la façon de cartographier l'état de conservation des habitats ; il cible les types d'habitats et seules des informations complémentaires concernant les facteurs de dégradation, la typicité, la représentativité sont à noter pour chaque unité. Nous proposons d'adapter la méthode du guide de la manière suivante : l'état de conservation sera une donnée complémentaire affectée à chaque unité d'habitat cartographiée, notée sur le terrain ; un champ supplémentaire correspondant à l'état de conservation sera ajouté à la table attributaire SIG.

Lorsque l'unité cartographiée correspond à un habitat unique :

- si l'état de conservation est homogène sur l'unité, les consignes du guide s'appliquent ;
- si plusieurs états de conservation sont localisables et s'ils couvrent au moins la surface minimale définie ci-dessus, l'opérateur cartographiera ces limites.

Mais pour les habitats agropastoraux, les habitats sont souvent imbriqués finement et les mosaïques s'établissent souvent à une échelle trop fine pour la cartographie (Bouzillé, 2007) et le guide recommande d'individualiser des unités de mosaïque d'habitats (Clair et al., 2006). Dans le cas d'une **mosaïque d'habitats différents non liés par une dynamique naturelle ou de dégradation**, une seule unité sera individualisée et l'état de conservation de chaque habitat de la mosaïque sera évalué, noté sur le terrain et reporté dans la table attributaire SIG.

Mais dans le cas d'une **mosaïque entre des habitats liés par une dynamique naturelle ou par une dégradation**, si on pouvait descendre à une échelle fine, les patch de landes seraient à cartographier en landes, les linéaires de drailles de sol nu en linéaires d'habitats rudéraux au sein d'une matrice de l'habitat, etc. **La règle précédente de mosaïque entre habitats ne doit pas être appliquée, sauf à toujours considérer les habitats en bon état de conservation.** La règle doit donc être que ces unités finement hétérogènes sont à caractériser globalement par l'habitat sous son faciès majoritaire et par son état de conservation synthétisant la mosaïque avec les différents faciès issus de la colonisation par lande (cf. cas des mosaïques temporelles pour Clair et al., 2006) ou par les dégradations anthropiques (cf. cas des facteurs de dégradation pour Clair et al., 2006).

Le guide demande que soient réalisés en complément de la cartographie des relevés phytosociologiques pour confirmer les types d'habitats individualisés. Malheureusement, nos clés ne pourront pas être appliquées directement à ces relevés, puisque plusieurs clés utilisent des seuils non cohérents avec les coefficients d'abondance-dominance des relevés (Clair et al., 2006).

Pour un site déjà cartographié, si sa surface et le nombre d'unités permettent de repasser sur chaque unité cartographiée, il semble préférable d'évaluer l'état de conservation de chaque unité avec les consignes du chapitre précédent. Dans le cas contraire, des méthodes d'échantillonnage sont à privilégier (par exemple par sélection de polygones ou implantation de placettes permanentes ou non). L'état de conservation sera alors à évaluer pour chaque objet échantillonné.

4.2- Aire de validité des différentes grilles d'évaluation

La totalité des relevés ayant été utilisés dans le cadre de ce travail proviennent de Vanoise, que ce soit pour les relevés anciens du Cemagref, ceux d'alpages-sentinelles et ceux réalisés spécialement. L'aire de validité est donc au minimum le massif de la Vanoise, mais sont-elles utilisables dans d'autres secteurs de montagne ?

Il ne semble pas que les espèces retenues comme espèces indicatrices d'une dégradation ou typiques des habitats considérés soient une limite à l'utilisation des grilles sur d'autres territoires, car ces espèces sont fréquentes et ont une aire de répartition large. Nous envisageons des limites plutôt en lien avec la nature des groupements végétaux présents dans les autres massifs alpins ou montagneux. La description des cahiers d'habitats (Bensettiti et al., 2005) nous permet de formuler des hypothèses, qui mériteront d'être vérifiées par des tests pour valider la possibilité de les utiliser dans les contextes suivants.

Pour les **formations herbeuses à *Nardus*, sur substrat siliceux des zones montagnardes** (6230), les grilles ont été établies pour évaluer les nardaies relevant du *Campanulo barbatae-Potentillion aureae*. Les différents habitats individualisés selon les massifs montagneux (Vosges, Jura, Alpes occidentales et septentrionales, Alpes méridionales, Massif central voire même Pyrénées) et selon les différents contextes écologiques permettant d'individualiser d'autres alliances phytosociologiques (par ex le *Nardo strictae – Agrostion tenuis* Sillinger 1933) semblent suffisamment proches de la composition floristique pour que les grilles puissent être utilisées. En revanche, les nardaies humides relevant du *Nardo strictae-Juncion squarrosi*, dont la présence n'est pas encore attestée en Vanoise, et récemment intégrées dans cet habitat d'intérêt communautaire (Gaudillat et Poncet, 2019) ont une composition floristique et une écologie bien différente des nardaies étudiées en Vanoise ; il ne semble pas possible d'utiliser les grilles sans une expertise plus poussée.

Pour les **pelouses calcaires alpines et subalpines** (6170), la diversité des situations écologiques et des compositions est plus importante :

- pelouses calcicoles orophiles méso-xérophiles des Alpes sur sol peu évolué : il s'agit du contexte prédominant en Vanoise, mais les cahiers d'habitats Natura 2000 (Bensettiti et al., 2005) notent que les associations des Alpes du sud sont assez différentes (*Seslerio caeruleae-Avenetum montanae*) ; voir aussi Van-Es, 2014 ;
- pelouses calcicoles orophiles méso-xérophiles du Jura sur sol peu évolué : leur composition semble assez proche de celle des Alpes du nord et doit permettre d'envisager une utilisation des grilles ;
- pelouses calcicoles orophiles méso-xérophiles des Alpes sur lithosol : comme cet habitat semble correspondre au type SA3 des végétations de Vanoise (Bornard et al., 2006), les grilles devraient pouvoir être utilisées ;
- pelouses calcicoles orophiles méso-xérophiles du Jura sur lithosol : la composition floristique semble suffisamment similaire à celles des Alpes pour être aussi utilisable ;
- pelouses calcicoles orophiles méso-hygrophiles du Jura et celles des Alpes : idem précédent
- pelouses calcicoles orophiles méso-xérophiles du Jura et des Alpes sur sol décalcifié en surface : idem précédent

- pelouses calcicoles orophiles sèches et thermophiles des Alpes maritimes et ligures : la composition floristique et le contexte très sec (Bensettiti et al., 2005 ; Van-Es, 2014) ne permet pas à ce stade d'envisager l'utilisation des grilles ;
- pelouses calcicoles montagnardes sèches et thermophiles des Alpes méridionales sur sols rocailloux instables : idem précédent.

Leur utilisation dans les types de végétation des Pyrénées ou de la Corse est encore plus douteuse vu la spécificité de la flore.

Les gazons thermo-alpigènes à *Festuca (Patzkia) paniculata* (code EUNIS E4.331) sont présentes d'après le guide EUNIS des étages montagnard supérieur et subalpin inférieur dans les Alpes méridionales (mais elles remontent jusqu'en Vanoise où elles sont fréquentes et caractéristiques en Maurienne, plus rares et moins typées en Tarentaise), dans les Pyrénées et plus localement le Massif central. La composition floristique et l'écologie de cet habitat semble suffisamment homogène à l'échelle des Alpes (Van-Es et al., 2014, Sanz & Villaret, 2018) et du Massif Central (*Diantho deltoidis-Patzkeetum paniculatae* ; Le Hénaff et al., 2021) pour que les grilles puissent être utilisées. En revanche, les associations décrites dans les Pyrénées (Corriol et Hamdi, 2017, Lafon et al., 2020) présentent une composition floristique un peu différente ; des tests mériteraient d'être réalisés pour vérifier la possibilité d'utiliser les grilles malgré ces spécificités.

4.3- État de conservation et objectifs de gestion

Lorsqu'un gestionnaire de site naturel ou un exploitant agricole veut établir des mesures de gestion, qu'elles soient formalisées ou non sous la forme d'un plan de gestion, l'évaluation de l'état de conservation n'est qu'une des données qu'il peut intégrer à sa réflexion. Dans le schéma général décrivant la démarche (voir Figure 128), l'évaluation de l'état de conservation est un des volets possible lors de la phase d'état des lieux, plus particulièrement ce qui concerne le diagnostic écologique qui intègre aussi l'inventaire et la cartographie du patrimoine naturel, et les diagnostics économiques, sociaux, voire culturels. L'état de conservation est un mode d'évaluation de la qualité du milieu qui se réfère uniquement aux critères de la directive Habitats-faune-flore.

Le gestionnaire ne doit pas ensuite utiliser cette évaluation avec des recettes toutes faites pour déterminer ses objectifs de gestion. Il faut replacer les résultats de l'évaluation dans le contexte de chaque site et choisir les orientations adaptées en fonction de tous les autres enjeux. Un exemple explicite dans notre contexte d'alpages concerne le gradient d'enfrichement, lequel pourrait conduire à des préconisations de gestion pastorale voire des travaux mécaniques afin de conserver ou rétablir un état de conservation favorable, c'est à dire maintenir en majorité des pelouses peu ou pas enfrichées. Mais si sur ce site la conservation du tétras-lyre est aussi un enjeu fort, les orientations de gestion pourraient légitimement favoriser, au moins sur une partie du site, les habitats en mosaïque avec entre 25 et 50 % de recouvrement ligneux (les *Vaccinium* n'étant pas considérés comme ligneux), donc des nardaies en état de conservation altérées voire dégradées (Lauer et al., 2010).

De même, il existe d'autres manières d'évaluer la qualité d'un milieu. Selon que l'on se place du côté du naturaliste qui peut vouloir évaluer le milieu par la richesse spécifique ou un indice de diversité, ou d'un agronome qui évaluera la qualité fourragère, l'évaluation de l'état de conservation donnera des résultats plus ou moins cohérents. Ainsi, sur le gradient



Figure 128 : schéma présentant la démarche d'élaboration d'un plan de gestion de Réserve Naturelle

(source : <http://ct88.espaces-naturels.fr/guide-delaboration-des-plans-de-gestion>)

d'eutrophisation, la biodiversité est globalement plus élevée pour les états de conservation altérés et dégradés par rapport aux pelouses oligotrophes en état de conservation favorable et aux habitats eutrophisés. Là-encore, vouloir favoriser la biodiversité serait contraire à vouloir favoriser l'état de conservation favorable. L'agronome irait encore plus loin en termes de choix, puisque la valeur fourragère des habitats eutrophes est nettement supérieure à celle des nardaies (Bornard et al., 2006 ; Jouglet, 1999).

Un site géré durablement n'est il donc pas finalement un site constitué d'habitats naturels et semi-naturels sous forme d'un panel diversifié et équilibré d'états de conservation, permettant à la diversité de la faune et de la flore de s'exprimer et apportant aux exploitants la ressource nécessaire à nourrir leur troupeau et une souplesse d'utilisation ?

4.4- Complémentarité des approches phytosociologiques, agro-écologiques et évaluation de l'état de conservation

Notre travail met aussi en lumière que les gradients de dégradation étudiés peuvent être interprétés de manière différente selon que l'on aie une approche phytosociologique, agro-écologique ou d'évaluation de l'état de conservation. En effet, si les objectifs de chaque approche sont différents, les relevés de végétation qui constituent le même matériel de départ, sont pour chacune traités avec des méthodes d'analyses de données multivariées. Seules quelques différences sont à signaler :

- l'objectif de la méthode phytosociologique est d'identifier les différents groupements végétaux, en individualisant les associations végétales au sein du synsystème ; elle utilise des relevés réalisés sur des surfaces homogènes en terme de composition floristique et de facteurs écologiques, en adaptant les limites des placettes en cas de mosaïques d'habitats, et chaque espèce est notée par un recouvrement en classes. Les analyses de données concernent la totalité des relevés, sans prendre en compte les dégradations.
- L'objectif de la méthode utilisée lors de ce travail est de pouvoir distinguer au sein d'un même habitat les différents états de conservation ; elle s'appuie sur des relevés linéaires de végétation en points-contacts, en essayant au contraire d'intersecter et d'échantillonner le maximum de variabilité lorsqu'une mosaïque de faciès du même habitat est repéré. La chaîne de traitement des données a nécessité de réaliser les analyses par gradient de dégradation.
- L'objectif de la méthode agro-écologique est d'identifier des types de végétation homogènes sur le plan de la composition floristique et de la valeur pastorale ; elle utilise des relevés réalisés avec un protocole assez proche du nôtre, ce qui nous a permis de les utiliser lors des analyses. Les analyses de données ont concerné la totalité des relevés, sans prendre en compte les dégradations.

Ces légères différences devraient théoriquement conduire à des résultats différents et complémentaires. En pratique, les résultats se recoupent parfois. Par exemple, pour ce qui concerne le gradient d'eutrophisation des nardaies, celles jugées par notre approche en état de conservation altéré ou dégradé pourraient être interprétées comme des unités indépendantes par les autres approches :

- dans d'autres contextes géographiques que les nôtres, certains phytosociologues d'Europe centrale ont défini une association pour les nardaies légèrement eutrophisées issues du *Sieversio montanae-Nardetum strictae*, le *Trifolio pratense-Nardetum* (Br.-Bl. 1949) em., ou pour d'autres une simple sous-association *trifolietosum pratensis* (Lüth et al., 2010 ; https://www.infoflora.ch/fr/milieux/phytosuisse/IV.3.3.1.3-trifolio_pratense-nardetum.html) ; de même, nous interprétons la sous-association *trifolietosum pratensis* de l'*Omalotheco sylvaticae – Nardetum strictae* Gillet in Ferrez et al. 2011 relevant de l'alliance du *Violion caninae* Schwickerath 1944, décrit pour les nardaies plus montagnardes du Jura et des Alpes externes, comme un contexte de légère eutrophisation de l'association type (Mangeat, 2020).
- le guide des végétations pastorales de Vanoise (Bornard et al., 2006) distingue un type un peu eutrophisé, le type S1, correspondant aux pelouses à fétuque rouge et nard.

Nous pouvons résumer ces différences dans la Figure 129.

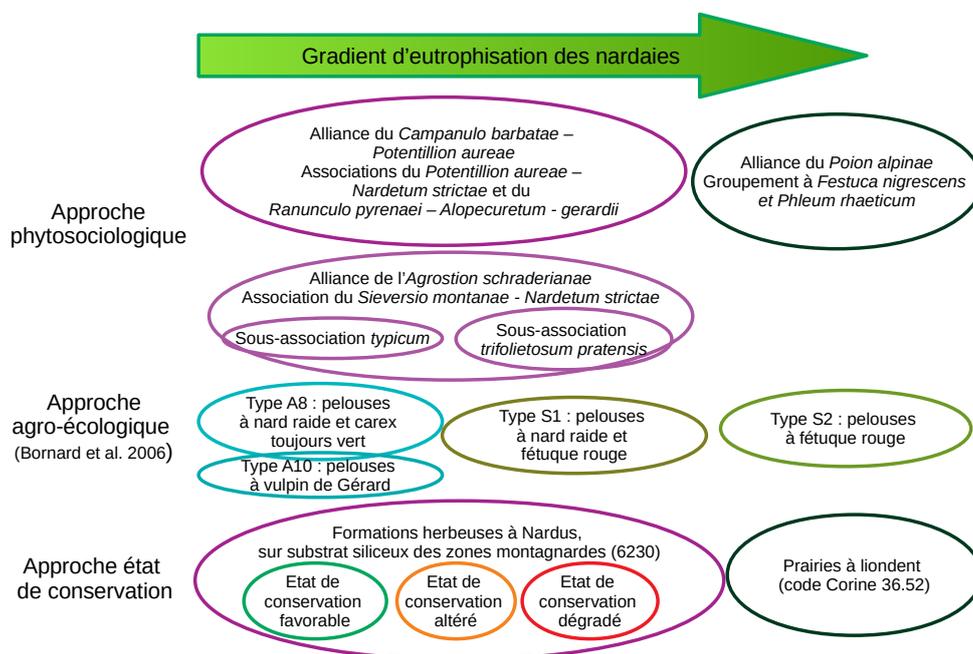


Figure 129 : le gradient d'eutrophisation vu par les approches phytosociologiques, agro-écologiques et de l'état de conservation

La même interprétation peut être produite pour le gradient de recolonisation ligneuse avec la distinction parfois de sous-associations *vaccinietosum* par les phytosociologues, et Bornard et al. ont individualisé un type L3 de landes à rhododendron et airelle des marais dont le seuil est un recouvrement de la strate ligneuse supérieur à 20 %, nous conduisant localement à distinguer un sous-type « ouvert » pour des pelouses avec un recouvrement ligneux compris entre 20 et 50 %.

Conclusion

La méthode développée dans le cadre de ce travail donne de très bons résultats et permet bien de répondre à notre objectif de **proposer des listes d'espèces « typiques » et des grilles d'évaluation de l'état de conservation des habitats naturels ciblés, sans avoir besoin de décrire un habitat « de référence » ou en « état optimal souhaité »**. Elle est donc très différente de toutes les démarches françaises précédentes mises en œuvre pour les autres habitats. Il nous semble qu'elle est reproductible pour l'ensemble des habitats ouverts suffisamment recouvrants, voire même des landes basses, et pour tous les gradients de dégradation qui affectent d'une manière ou d'une autre la composition floristique.

La limite est de pouvoir réaliser des relevés par la méthode des points-contacts sur des lignes de 10 à 30 mètres de long. L'homogénéité de l'habitat n'est en revanche pas à rechercher en cas de faciès différents liés à une dégradation anthropique, qu'elle soit issue d'une utilisation trop intensive (eutrophisation, dégradation du tapis végétal) ou inversement d'un abandon de la gestion conduisant à une évolution naturelle vers des landes ou des fourrés ; il faut même que **les lignes soient positionnées de manière à intersecter cette variabilité de faciès**. Pour des milieux plus localisés comme les combes à neige, le protocole de terrain doit être adapté, peut-être en réalisant des points-contacts sur des placettes de quelques mètres-carrés. Il n'est donc *a priori* pas adapté pour les habitats naturellement ponctuels ou en mosaïque avec d'autres habitats.

Les analyses de données nous suggèrent que 50 points est un bon compromis, car les espèces peu recouvrantes sont contactées sans que le temps à passer soit trop important. Avec ce nombre de points, nous avons pu sélectionner des espèces avec une fréquence de contact régulièrement supérieur à 5 % (2 contacts représentent 4 %, 3 contacts représentent 6%) peut-être plus facilement qu'en prenant moins de points (avec 40 points par exemple, 5 % correspond exactement à 2 contacts). Les relevés phytosociologiques réalisés directement avec des classes de recouvrement sont pour les analyses beaucoup moins adaptés, puisque les classes font perdre beaucoup d'information et ne correspondent pas systématiquement à des seuils finalement retenus pour les indicateurs, et il est impossible de « sommer » le recouvrement des espèces.

Il est enfin important d'échantillonner si possible les habitats suffisamment dégradés pour qu'ils ne soient plus considérés comme relevant de l'habitat ciblé (lande sur le gradient de colonisation ligneuse, habitat eutrophe sur le gradient d'eutrophisation). Les espèces indicatrices de ces dégradations et les espèces « typiques » de l'habitat n'en sont que plus faciles à repérer.

Le plan d'échantillonnage doit prévoir un nombre suffisant de relevés couvrant l'ensemble des gradients de dégradation connus pour l'habitat. D'après notre expérience, il faut viser au minimum 10 relevés en bon état de conservation global pour servir de base à toutes les analyses, et au minimum 5 relevés par état de conservation et habitat à l'extrémité du gradient, soit 15 relevés par gradient. Il faut aussi anticiper la présence de relevés qui vont être trop atypiques pour être conservés lors des analyses ; par expérience sur nos jeux de données, ils représentaient moins de 5 % du nombre de relevés global. Et enfin, notre expérience montrant qu'en l'absence de méthode existante, l'évaluation de l'état de conservation à dire d'expert sur le terrain est biaisée ; il est donc préférable de sur-échantillonner les habitats dégradés. Si l'on prend comme exemple les pelouses d'altitude affectées par l'eutrophisation, l'enfrichement et le sur-piétinement, nous conseillons la réalisation d'au moins 60 relevés par habitats.

Notre méthode d'analyse des données permet aussi de limiter le dire d'expert utilisé assez largement lors de l'élaboration des méthodes d'évaluation de l'état de conservation pour d'autres habitats, puisque l'on n'a pas besoin d'utiliser l'évaluation sur le terrain, par définition subjective sans méthode existante. A chaque étape de nos analyses, il nous a fallu néanmoins faire des choix (affectation de chaque relevé à une ou plusieurs dégradations, affectation de chaque relevé à un groupe correspondant potentiellement à un état de conservation, choix des espèces indicatrices pour les analyses puis pour les indicateurs), mais pour la plupart de ces choix, nous pouvons nous appuyer soit sur les observations objectives de terrain (recouvrement des ligneux, du sol nu, des espèces nitrophiles...), soit sur les valences écologiques des espèces (Julve, 2012). Deux étapes sont jugées plus sensibles, mais nous pouvons apporter aux futurs opérateurs quelques conseils :

- concernant le choix des espèces à retenir pour les analyses, en triant si besoin d'après les valences écologiques, il faut faire en sorte que le recouvrement cumulé des deux groupes

d'espèces, celles sensibles à une dégradation et celles indicatrices de la dégradation, soit assez proche. Il faut aussi un nombre assez élevé d'espèces de manière à ce que le gradient de recouvrement cumulé évolue régulièrement. Lorsque le jeu de données est suffisant, nous recommandons de retenir les espèces jusqu'à arriver aux premières espèces à large amplitude. Les relevés sur les deux graphiques couplant les fréquences relatives des deux groupes ont ainsi une répartition conforme aux hypothèses formulées au chapitre 2.1.3.

- à l'étape suivante consistant à affecter les relevés aux trois ou quatre groupes correspondant potentiellement aux différents états de conservation, si les conseils précédents ont pu être respectés, les critères de séparation graphiques sont ceux émis au chapitre 2.4, description de la 4ème phase.

Nos analyses ont été réalisées en grande partie avec des scripts « maison » sous RStudio, constitué d'une série de lignes de codes, qu'il a fallu adapter et modifier manuellement à chaque fois qu'une nouvelle analyse était nécessaire. Afin d'améliorer notre efficacité, limiter les erreurs inévitables lors de ces adaptations, nous avons pu bénéficier de l'appui de L. Bonsacquet, garde moniteur au Parc national, qui a des compétences pointues en statistiques et programmation sous R. Il a pu reprendre l'ensemble de la chaîne de traitement et réécrire les scripts sous l'interface Shiny. Nous disposons ainsi d'une application complètement intégrée et ergonomique, qui s'utilise en passant d'un onglet à l'autre, en sélectionnant les espèces par case à cocher..., sans avoir à aucun moment besoin de revenir sur les lignes de code. Cette application peut être mise à disposition de tous les opérateurs qui souhaiteraient mettre en œuvre notre chaîne de traitement.

Les 5 années de travail ont permis d'aboutir à la construction de plusieurs clés d'évaluation de l'état de conservation pour la plupart des habitats et dégradations ciblées (voir Tableau 74).

Gradients Habitats	Colonisation par la lande	Eutrophisation	Destruction tapis végétal	Espèces "monopolistes"	Changement climatique
Nardaies	listes espèces OK Clés versions analyse des relevés et terrain opérationnelles	listes espèces OK Clés versions analyse des relevés et terrain opérationnelles	manque de données indicateur structure par défaut (possible lien avec le gradient d'eutrophisation)	manque de données mais se rapproche pour certains habitats du gradient d'eutrophisation	Sans objet?
Nardaies sous-type longuement enneigées	sans objet	listes espèces & Clés versions analyse des relevés et terrain provisoire car besoin relevés complémentaires			
Pelouses calcaires alpines et subalpines	listes espèces OK Clés versions analyse des relevés et terrain opérationnelles	listes espèces OK Clés versions analyse des relevés et terrain à tester (+besoin qq relevés complémentaires)	listes espèces OK Clés versions analyse des relevés et terrain à tester		
Pelouses à <i>Patzkia paniculata</i>	listes espèces OK Clés versions analyse des relevés et terrain à tester (+besoin qq relevés complémentaires)	listes espèces OK Clés versions analyse des relevés et terrain à tester (+besoin qq relevés complémentaires)	listes espèces & Clés versions analyse des relevés et terrain provisoire car besoin relevés complémentaires		
Combes à neige	sans objet	manque de données	manque de données indicateur structure par défaut		

Tableau 74 : Bilan des méthodes d'évaluation de l'état de conservation produites

Par rapport aux méthodes d'évaluation précédemment élaborées par le MNHN, nous nous sommes finalement écartés des grilles construites avec des indicateurs donnant des points selon la valeur trouvée comparée à un seuil. **Nos résultats montrent que les gradients de dégradation étudiés sont indépendants les uns des autres** (sauf peut être l'invasion par les espèces monopolistes avec l'eutrophisation), **et qu'il est alors plus pertinent que les indicateurs retenus dans les grilles aboutissent directement à un état de conservation**. Le principe de notes est néanmoins conservé pour l'évaluation à l'échelle d'un site. Nous pensons également qu'il est inutile d'ajouter des indicateurs liés à la composition faunistique, du moins pour ce qui concerne leur diversité. D'une part les espèces de faune, par définition mobile, sont très rarement inféodés strictement à un type d'habitat naturel, mais il est fort probable que les résultats

sur la richesse spécifique se vérifient aussi pour la faune. Nous mettons seulement de côté l'indicateur sur les coprophages qui nous semble pertinent pour évaluer l'effet des traitements antiparasitaires et le possible défaut de dégradation des déjections des troupeaux. Nous espérons que notre partenariat avec le CEFÉ permettra d'avancer sur la définition d'un tel indicateur. Notre protocole de terrain et la chaîne de traitement des données nous a permis de lister les espèces « typiques » pour évaluer l'état de conservation des habitats ciblés, conformément au cadre très flou de la Directive Habitats-Faune-Flore. **Nos listes démontrent que ces espèces ne coïncident pas avec les listes d'espèces retenues comme caractéristiques ou différentielles de l'habitat pour les phytosociologues**, certaines de ces espèces étant d'après nos résultats parfois indicatrices d'une dégradation. Ce constat explique probablement en partie la difficulté pour déterminer ces espèces typiques par Maciejewski pour les habitats forestiers (Maciejewski, 2010).

Il reste à éprouver ces grilles sur le terrain, en Vanoise et au-delà sur d'autres territoires, pour évaluer leur pertinence et les éventuelles difficultés d'utilisation, en prévision de la rédaction d'un guide technique à destination des opérateurs, sur le même modèle que ceux déjà établis par le MNHN. Pour quelques contextes, des relevés complémentaires mériteraient aussi d'être réalisés pour peaufiner les listes d'espèces indicatrices et les clés, car nos propositions se fondent sur un jeu de données un peu restreint.

Nos analyses montrent que certains indicateurs souvent mis en avant (inconsciemment?) pour évaluer l'état de conservation ne se révèlent finalement pas pertinents. **Les indicateurs de biodiversité et notamment la richesse spécifique répondent ainsi très mal à l'évolution de l'état de conservation** : « au mieux » la richesse spécifique est constante sur le gradient, « au pire » elle est plus élevée pour les habitats en état de conservation altéré ou dégradé. Ce constat doit être assez récurrent pour tous les habitats oligotrophes sur le gradient d'eutrophisation. Nos résultats sur les nardaies pointent enfin **le manque de pertinence du critère défini par les rédacteurs de la Directive Habitats-Faune-Flore de ne retenir d'intérêt communautaire prioritaire que les sites « riches en espèces »**, car celui-ci élimine de fait en majorité une partie des nardaies en état de conservation favorable et une bonne partie des nardaies les plus alticoles ! Il nous semble nécessaire de requestionner l'Union Européenne sur le maintien de ce critère de sélection.

Glossaire

(Villaret et al., 2019 ; Triplet, 2020 ; Pasche et al., 2016 ; Godin et al., 2015 ; Bastien & Gauberville, 2011 ; Bensettiti et al., 2006)

Espèce adventice : se dit d'une plante non indigène poussant spontanément (spontanée), qui apparaît sporadiquement à la suite d'une introduction fortuite liée aux activités humaines (introduction accidentelle). Elle ne persiste que peu de temps dans ses stations (parfois qu'une seule saison), et dans tous les cas sur une durée maximale de 10 ans d'observation dans une même station (même si pendant cette période elle s'est propagée plus ou moins localement). Au-delà de 10 ans d'observation, elle est considérée comme naturalisée.

Espèce accidentelle : espèce de très faible fréquence, dont la présence dans un groupement végétal est purement aléatoire.

Espèce caractéristique : qualifie une espèce qui, d'un point de vue phytosociologique, par ses exigences écologiques étroites possède une fréquence significativement plus élevée dans une communauté de végétation (ou groupement végétal) bien particulière, que dans d'autres groupements de même rang syntaxonomique, et qui contribue à déterminer l'identité de cette communauté.

Espèce différentielle : qualifie une espèce ayant une présence plus élevée dans un groupement végétal, auquel elle se trouve préférentiellement et localement liée, que dans d'autres groupements de même rang syntaxonomique.

Espèce indicatrice ou diagnostique : espèce dont la présence à l'état spontané ou sa forte représentation renseigne ou définit qualitativement (et/ou quantitativement) certaines conditions écologiques précises de son environnement.

Espèce sociale : plante à fort pouvoir colonisateur, souvent monopoliste, se rencontrant généralement en peuplements étendus et/ou denses.

Espèce structurante : plante qui confère sa physionomie générale au milieu par sa dominance dans le cortège spécifique.

Espèces typiques : au sens de la Directive Habitats-faune-flore, espèces les plus appropriées pour diagnostiquer l'état de conservation de la structure et des fonctions de l'habitat.

Espèce monopoliste : plante qui devient dominante en raison de sa forte capacité à accaparer l'espace et les ressources du milieu.

Espèce indifférente : plante qui se développe dans des conditions variées de milieu, pouvant ainsi se retrouver dans de nombreuses associations végétales.

Espèce accessoire ou compagne : plante du cortège spécifique d'une association végétale n'ayant pas le statut de caractéristique, mais présente dans au moins 25 % des individus d'association échantillonnés.

Espèce exotique ou allochtones : espèces introduites accidentellement ou volontairement dans une zone géographique différente de celle d'origine.

Espèce invasive ou exotique envahissante : plante exotique ou allochtone qui, du fait de l'absence de son cortège de régulateurs, présente des stratégies de reproduction particulièrement efficaces et forme localement des populations à caractère envahissant. Une espèce naturalisée devient invasive du moment où elle réussit à se propager rapidement même à une distance remarquable de la source originale des propagules. Elle est donc en mesure de coloniser de larges territoires et d'envahir, parfois, des milieux naturels et semi-naturels.

Espèce envahissante : plante prenant localement une place pouvant être jugée excessive au sein d'un écosystème, en relation avec un pouvoir dynamique localement supérieur aux autres.

Bibliographie

Agridea (2018). Fiche de formation « Plantes indésirables dans les prairies et pâturages de montagne et d'esti-vages : quelle stratégie de gestion ? Moyens agronomiques et gestion des troupeaux »

Angelini P., Casella L., Grignetti A., Genovesi P. (ed.) (2016) Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: habitat. ISPRA, Serie Manuali e linee guida, 142/2016.

Anonyme (?). Pratiques pastorales et végétation. Fiche Projet Pasto@Alpes, 1-9

Anthelme F, Cornillon L, Brun JJ (2002) Secondary succession of *Alnus viridis* (Chaix) DC in Vanoise National Park, France: coexistence of sexual and vegetative strategies. *Ann Forest Sci* 59:419–428

Anthelme F., Grossi J., Brun J. & Didier L. (2001). Consequences of green alder expansion on vegetation changes and arthropod communities removal in the northern French Alps. *Forest Ecology and Management* 145, 57–65.

Anthelme, F., Michalet, R., Barbaro, L. & Brun, J.J. (2003) Environmental and spatial influences of shrub cover (*Alnus viridis*) on vegetation diversity at the upper tree line in the inner western Alps. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 35, 48–55.

Archer S, Boutton TW, Hibbard KA (2001) Trees in grasslands: biogeochemical consequences of woody plant expansion. In Schulze E-D, Harrison SP, Heimann M, Holland EA, Lloyd J, Prentice IC, Schimel D (eds) *Global biogeochemical cycles in the climate system*. Academic Press, San Diego, pp 115–130

Aronson, J., Floret, C., Le Floc'h, E., Ovalle, C., & Pontanier, R. (1993). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the south. *Restoration ecology*, 1(1), 8-17.

Aronson, J., Floret, C., Le Floc'h, E., Ovalle, C., & Pontanier, R. (1995). Restauration et réhabilitation des écosystèmes dégradés en zones arides et semi-arides. Le vocabulaire et les concepts. *L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait*, 11-29.

Austrheim, G., & Eriksson, O. (2001). Plant species diversity and grazing in the Scandinavian mountains-patterns and processes at different spatial scales. *Ecography*, 24(6), 683-695.

Badía, D., Martí, C., Sánchez, J. R., Fillat, F., Aguirre, J., & Gómez, D. (2008). Influence of livestock soil eutrophication on floral composition in the Pyrenees mountains. *Journal of Mountain Science*, 5(1), 63-72.

Balent G. (1991) Dynamique de la végétation selon les pratiques des agriculteurs - Une modélisation à partir des données recueillies dans une vallée des Pyrénées centrales, Ed. INRA, 48p.

Balmer O. and Erhardt A. (2000). Consequences of succession on extensively grazed grasslands for central European butterfly communities: Rethinking conservation practices. *Conserv. Biol.* 14: 746 – 757.

Barbaro, L., Dutoit, T., Anthelme, F., & Corcket, E. (2004). Respective influence of habitat conditions and management regimes on prealpine calcareous grasslands. *Journal of Environmental Management*, 72(4), 261-275.

Bassin, S., Schalajda, J., Vogel, A. & Suter, M. (2012) Different types of sub-alpine grassland respond similarly to elevated nitrogen deposition in terms of productivity and sedge abundance. *Journal of Vegetation Science*, 23, 1024–1034.

Bastien, Y., & Gauberville, C. (2011). Vocabulaire forestier: écologie, gestion et conservation des espaces boisés. *Forêt privée française*.

- Battaglini, L. M., Martinasso, B., Corti, M., Verona, M., & Renna, M. (2014) Variation de la végétation pastorale dans le piémont consécutive au changement de gestion du troupeau dû à la prédation du loup.
- Baur B., Cremene C., Groza G., Rakosy L., Schileyko A.A., Baur A., Stoll P. and Erhardt A. (2006) Effects of abandonment of subalpine hay meadows on plant and invertebrate diversity in Transylvania, Romania. *Biol. Conserv.* 132: 261 – 273.
- Baur P., Müller P. & Herzog F. (2007). *Alpweiden im Wandel*. *Agrarforschung* 14 (6), 254–259.
- Bell, K. L., & Bliss, L. C. (1973). *Alpine disturbance studies: Olympic national park, USA*. *Biological Conservation*, 5(1), 25-32.
- Bensettiti F., Boulet V., Chavaudret-Laborie C., Deniaud J. (2005) « Cahiers d'habitats » Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 4 - Habitats agropastoraux. MEDD/MAAPAR/MNHN. Ed. La Documentation française, Paris.
- Bensettiti F., Puissauve R., Lepareur F., Touroult J. et Maciejewski L. (2012). Evaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces d'intérêt communautaire – Guide méthodologique – DHFF article 17, 2007-2012. Version 1 – Février 2012. Rapport SPN 2012-27, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 76 p. + annexes.
- Bensettiti, F., Combroux, I., & Daszkiewicz, P. (2006). Evaluation de l'état de conservation des habitats et espèces d'intérêt communautaire. Guide méthodologique. Service du Patrimoine Naturel, Muséum National d'Histoire Naturel.
- Berdowski, J.J.M. (1987) Transition from heathland to grassland initiated by the heather beetle. *Vegetatio*, 72, 167–173.
- Bernard, L. (2017). Mécanismes fonctionnels de résilience des prairies subalpines au changement global (Doctoral dissertation).
- Bernhardt-Römermann M, Römermann C, Nuske R, Parth A, Klotz S, Schmidt W, Stadler J (2008) On the identification of the most suitable traits for plant functional trait analyses. *Oikos* 117:1533–1541
- Bertrand F., Pasty A., Faure K., Lachaussée M., Jay C., Claux P. (2016) La gentiane jaune. Licence professionnelle Gestion Durable des Ressources en Agriculture – projet tuteuré, 58 p.
- Beyerbach C. (2011) *Alpages et agro-pastoralisme en Tarentaise et Pays du Mont-Blanc ; Traditions, enjeux et perspectives d'avenir*. Chambéry, Rapport Fondation Facim, 120 p.
- Bianco J., Bulard C. (1974). Etude de la germination des graines de *Rhododendron ferrugineum* L. et de *Tofieldia calyculata* (L.) WAHLNB. *Trav. Sc. Parc Nat. Vanoise*, 5, 12 1 - 130
- Bischof, N. (1981). Pflanzensoziologische Untersuchungen von Sukzessionen aus gemähten Magerrasen in der subalpinen Stufe der Zentralalpen. *Beitr. Geobot. Landesaufn. Schweiz* 60: 1-127.
- Björk, R. G., & Molau, U. (2007). Ecology of alpine snowbeds and the impact of global change. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 39(1), 34-43.
- Bletton, B (?). Interactions avec la faune sauvage et remise et état des pelouses d'altitude. Fiche Projet Pasto@Alpes, 24-42
- Bobbink, R., & Willems, J. H. (1987). Increasing dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grasslands: a threat to a species-rich ecosystem. *Biological conservation*, 40(4), 301-314.
- Bokhorst, S., Bjerke, J.W., Street, L.E., Callaghan, T.V. & Phoenix, G.K. (2011). Impacts of multiple extreme winter warming events on sub-Arctic heathland: phenology, reproduction, growth, and CO2 flux responses. *Global Change Biology* 17: 2817–2830.
- Bornard A., Bassignana M., Bernard-Brunet C., Labonne S & Cozic P. (2006). Les végétations d'alpage de la Vanoise. Description agro-écologique et gestion pastorale. Editions Quae, 235 p.
- Bornard, A., Cozic, P., & Brau-Nogué, C. (1992). Pratiques pastorales traditionnelles et actuelles dans les Alpes du nord. *Aménagement et Nature*.

- Boutin, M.; Corcket, E.; Alard, D.; Villar, L.; Jiménez, J.-J.; Blaix, C.; Lemaire, C.; Corriol, G.; Lamaze, T.; Pornon, A. (2017). Nitrogen deposition and climate change have increased vascular plant species richness and altered the composition of grazed subalpine grasslands. *J. Ecol.* 2017, 105, 1199–1209.
- Boutin, Marion (2015). Impacts des dépôts atmosphériques azotés sur la biodiversité et le fonctionnement des pelouses subalpines pyrénéennes. Thèse 165 p.
- Bouton, F. (2005). Mise en évidence du potentiel allélopathique de la graminée *Festuca paniculata* dans les prairies subalpines. Rapport de stage Master 1 Sciences du vivant – Biodiversité Ecologie Environnement.
- Bouzillé J-B. (2007). Gestion des habitats naturels et biodiversité : concepts, méthodes et démarches. Editions Tec&Doc, Lavoisier, Paris, 331 p.
- Bovolenta, S. (2004). Gestione della vacca da latte in alpeggio: la sperimentazione in malga. In: Politiche e scenari dell'Unione Europea per il settore agricolo-forestale della montagna alpina. Proceedings. Pedavena, 12–13 March 2004.
- Bowman, W.D., Cleveland, C.C., Halada, L., Hreško, J. & Baron, J.S. (2008) Negative impact of nitrogen deposition on soil buffering capacity. *Nature Geoscience*, 1, 767–770.
- Braun-Blanquet, J., Pallmann, H. & Bach, R. (1954). Pflanzensoziologische und bodenkundliche Untersuchungen im schweizerischen Nationalpark und seinen Nachbargebieten, II. Vegetation und Böden der Wald und Zwergstrauchgesellschaften (*Vaccinio-Piceetalia*). *Ergeb. Wiss. Untersuch. Schweiz. Nationalparks* 4: 123-132.
- Britton, A. J., Beale, C. M., Towers, W., & Hewison, R. L. (2009). Biodiversity gains and losses: Evidence for homogenisation of Scottish alpine vegetation. *Biological Conservation*, 142(8), 1728–1739. doi:10.1016/j.biocon.2009.03.010
- Bryant D M, Holland E A, Seastedt T R and Walker M D (1998) Analysis of litter decomposition in an alpine tundra. *Can. J. Bot.* 76, 1295–1304.
- Callaghan, T.V. & Emanuelsson, U. (1985) Population structure and processes of tundra plants and vegetation. *The Population Structure of Vegetation* (ed. J. White), pp. 399-439. Junk, Dordrecht.
- Callaway, R. M., Kikvidze, Z., & Kikodze, D. (2000). Facilitation by unpalatable weeds may conserve plant diversity in overgrazed meadows in the Caucasus Mountains. *Oikos*, 89(2), 275-282.
- Cannone, N., & Pignatti, S. (2014). Ecological responses of plant species and communities to climate warming: upward shift or range filling processes?. *Climatic Change*, 123(2), 201-214.
- Cannone, N., Sgorbati, S., & Guglielmin, M. (2007). Unexpected impacts of climate change on alpine vegetation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(7), 360-364.
- Cao, J., Holden, N. M., Lü, X.-T., & Du, G. (2011). The effect of grazing management on plant species richness on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Grass and Forage Science*, 66(3), 333–336. doi:10.1111/j.1365-2494.2011.00793.x
- Carbognani, M., Tomaselli, M., & Petraglia, A. (2014). Current vegetation changes in an alpine late snowbed community in the south-eastern Alps (N-Italy). *Alpine botany*, 124(2), 105-113.
- Carlson, B. Z., Corona, M. C., Dentant, C., Bonet, R., Thuiller, W., & Choler, P. (2017). Observed long-term greening of alpine vegetation—a case study in the French Alps. *Environmental Research Letters*, 12(11), 114006.
- Carlsson, B.A. & Callaghan, T.V. (1991) Positive plant interactions in tundra vegetation and the importance of shelter. *Journal of Ecology*, 79, 973-983.
- Carnino N. (2009). État de conservation des habitats d'intérêt communautaire à l'échelle du site - Guide d'application de la méthode d'évaluation des habitats forestiers – Muséum national d'histoire naturelle / Office national des forêts, 23 p. + annexes.
- Cernusca, A., Tappeiner, U., Bahn, M., Bayfield, N., Chemini, C., Fillat, F., Graber, W., Rosset, M., Siegwolf, R. & Tenhunen, J. (1997). ECOMONT – Ecological effects of land use changes on European terrestrial mountain ecosystems. *Pirineos* 147-148: 145-172.

- Chaix C. (2018). Le changement climatique dans les Alpes du nord - enneigement 2017-2018. Bilan climatique n°56 de l'Observatoire du Changement Climatique dans les Alpes du Nord. AGATE, 2p.
- Chaix C. (2019). Le changement climatique dans les Alpes du nord - année 2018. Bilan climatique n°58 de l'Observatoire du Changement Climatique dans les Alpes du Nord. AGATE, 3p.
- Chapin FS, Tryon PR. (1982). Phosphate absorption and root respiration of different plant growth forms from northern Alaska. *Holarctic Ecology* 5: 164–171.
- Chapin, F.S. III & Shaver, G.R. (1985a) Arctic. Physiological Ecology of North American Plant Communities (eds B. F. Chabot & H. A. Mooney), pp. 16-40. Chapman and Hall, New York.
- Chapin, F.S. III & Shaver, G.R. (1985b) Individualistic growth response of tundra plant species to environmental manipulations in the field. *Ecology*, 66, 564-576.
- Charrier, O. (2014). Biogeographic history and mating system of *Rhodendron ferrugineum* in the French Pyrenees (Doctoral dissertation).
- Chemini, C., Gianelle, D. (1999). Pascolo e conservazione della biodiversità. In: Presente e futuro dei pascoli alpini in Europa. Franco Angeli, Milano, pp. 3–48.
- Choler, P. (2002). La distribution des pelouses alpines à *Carex curvula* (sl) en Europe: essai de biogéographie fonctionnelle et évolutive. UJF, Grenoble.
- Chytrý, M., Hejcman, M., Hennekens, S. M., & Schellberg, J. (2009). Changes in vegetation types and Ellenberg indicator values after 65 years of fertilizer application in the Rengen Grassland Experiment, Germany. *Applied Vegetation Science*, 12(2), 167–176. doi:10.1111/j.1654-109x.2009.01011.x
- Clair, M., Gaudillat, V., & Hérard, K. (2005). Cartographie des habitats naturels et des espèces végétales appliquée aux sites terrestres du Réseau Natura 2000. Guide méthodologique. Fédération des Conservatoires botaniques nationaux, Muséum national d'histoire naturelle/Ministère de l'Ecologie et du Développement durable.
- Clark, C.M. & Tilman, D. (2008) Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grasslands. *Nature*, 451, 712–5.
- Clark, C.M., Cleland, E.E., Collins, S.L., Fargione, J.E., Gough, L., Gross, K.L., Pennings, S.C., Suding, K.N. & Grace, J.B. (2007) Environmental and plant community determinants of species loss following nitrogen enrichment. *Ecology letters*, 10, 596–607.
- Cole, D. N. (1995). Experimental trampling of vegetation. I. Relationship between trampling intensity and vegetation response. *Journal of Applied Ecology*, 203-214.
- Cole, D. N., & Monz, C. A. (2002). Trampling disturbance of high-elevation vegetation, Wind River Mountains, Wyoming, USA. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 34(4), 365-376.
- Collectif (2011) Le tassement des sols agricoles Prévenir et remédier. Livret réalisé dans le cadre du projet PROSENSOLS
- Coman, M., & Moisuc, A. (2011). Bibliographic study of the impact of fertilisation on permanent grassland. *Research Journal of Agricultural Science*, 43(4).
- Conradi, T., Strobl, K., Wurfer, A. L., & Kollmann, J. (2015). Impacts of visitor trampling on the taxonomic and functional community structure of calcareous grassland. *Applied vegetation science*, 18(3), 359-367.
- Corril G. & Hamdi E. (2017). Catalogue des types de végétations élémentaires du département des Hautes-Pyrénées. Conservatoire Botanique National Pyrénées et Midi-Pyrénées, 514p.
- Cumming, D. H., & Cumming, G. S. (2003). Ungulate community structure and ecological processes: body size, hoof area and trampling in African savannas. *Oecologia*, 134(4), 560-568.
- D'Amico F. (2013) Chapitre 7 - La Montagne in Le Treut H. Prévoir pour agir – La Région Aquitaine anticipe le changement climatique
- Daget, P., & Poissonet, J. (1971). Une méthode d'analyse phytologique des prairies. In *Annales agronomiques*.

- DDT Savoie et Haute-Savoie (2015) Arrêté préfectoral définissant les mesures agro-environnementales et climatiques inter-departementales de Savoie et de Haute-Savoie en 2015
- Debay P. & Augé V. (2016). Etude préliminaire en vue de l'élaboration d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation des pelouses d'altitude. Parc National de la Vanoise.
- Della marianna G., Gusmeroli F., Puccio C. and Salvetti M. (2007) Pascolamento ovino in prati abbandonati e in bosco nella montagna alpina : prelievi alimentari ed effetti sulla vegetazione e la biodiversità. Quaderni SOZOOALP, 4, 109–120.
- Delpech R. (1959) Résultats expérimentaux concernant l'influence des fumures sur la nature et l'abondance des « mauvaises herbes » de prairies naturelles subclimaciques de l'étage subalpin supérieur en Brinçonnais (Hautes-Alpes). INA Paris, 12p.
- Delpech R. (1989) Effets d'une eutrophisation du sol sur la dynamique de populations végétales et la diversité spécifique de communautés herbacées – résultats expérimentaux. 5ème colloque national de la Société d'écologie – Lyon, 19 p.
- Delpech R. (1991) Effets d'une eutrophisation du sol sur la dynamique de populations végétales et la diversité spécifique des communautés herbacées : résultats expérimentaux. Pages 151-170 in L'écologie en France. Des recherches aux applications : vers de nouvelles perspectives. APIE, Paris, France
- Delpech R. (1996) Conclusions du Colloque international « Biodiversité et Gestion des Ecosystèmes prairiaux » (Metz, 8–10 juin 1995), Acta Botanica Gallica, 143:4-5, 463-470, DOI: 10.1080/12538078.1996.10515742
- DeLuca T.H., Zackrisson O. (2007). Enhanced soil fertility under *Juniperus communis* in arctic ecosystems. *Plant soil* 294, 147–155.
- Dirnböck, T., Dullinger, S., & Grabherr, G. (2003). A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation. *Journal of Biogeography*, 30(3), 401–417. doi:10.1046/j.1365-2699.2003.00839.x
- Djukić D., Stevović V., Đurović D., Ilić O. (2008): The effect of organic fertiliser on biomass yield and quality of natural meadows.
- Dölle M, Bernhardt-Römermann M, Parth A, Schmidt W (2008) Changes in life history trait composition during undisturbed old-field succession. *Flora* 203:508–522
- Dorée, A., 1985. L'alpage de la Lavine. Expérience de débroussaillage sur lande à *Rhododendron* CEMAGREF/INERM, Grenoble, 197, 24 p.
- Dorée, A., Bornard, A., & Bernard-Brunet, C. (2001). Evolution en vingt ans des pelouses et landes à myrtilles avec ou sans pâturage par des animaux domestiques (bovins et ovins). Alpages de Huez et Villard-Reculas (Isère, France). Cemagref.
- Dorioz J.M. (1998). Alpages, prairies et pâturages d'altitude, l'exemple du Beaufortain. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 35, 33-42.
- Drury, W. H. and Nisbet I. C. T. (1971). Inter-relations between developmental models in geomorphology, plant ecology, and animal ecology. *Gen. Syst.* 16: 57–68.
- Dullinger S., Dirnböck T., Greimler J. and Grabherr G. (2003). A resampling approach for evaluating effects of pasture abandonment on subalpine plant species diversity. *J. Veg. Sci.* 14: 243 – 252.
- Dumont, B., Farruggia, A., & Garel, J. P. (2007). Pâturage et biodiversité des prairies permanentes. *Rencontre Recherche Ruminants*, 14, 17-24.
- Dupré C., Diekmann M. (2001) Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden *Ecography*, 24, pp. 275-286
- Dupré, C., Stevens, C.J., Ranke, T., Bleeker, A., Pepller-Lisbach, C., Gowing, D.J.G., Dise, N.B., Dorland, E., Bobbink, R. & Diekmann, M. (2010) Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years: the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. *Global Change Biology*, 16, 344–357.

- Ecoter (2014). Evaluation de l'état de conservation des habitats agropastoraux des sites Natura 2000 – Rapport d'évaluation 2014 pour le PNR du massif des Bauges, 52 p.
- Ehrenfeld JG (2003) Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems* 6:503–523
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W. & Paulissen D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, 18: 1-258.
- Elser, J. J., Bracken, M. E. S., Cleland, E. E., Gruner, D. S., Harpole, W. S., Hillebrand, H., ... Smith, J. E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 10(12), 1135–1142. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x
- Eriksson, O. & Fröberg, H. (1996) « Windows of opportunity » for recruitment in long-lived clonal plants: experimental studies of seedling recruitment in *Vaccinium* shrubs. *Canadian Journal of Botany*, 74, 1369 – 1374.
- Erschbamer, B., Kiebacher, T., Mallaun, M., & Unterluggauer, P. (2009). Short-term signals of climate change along an altitudinal gradient in the South Alps. *Plant Ecology*, 202(1), 79-89.
- Escaravage N (1997) Système de reproduction et stratégie de colonisation de *Rhododendron ferrugineum* L. (Ericaceae) (Etage subalpin ; Alpes du Nord). Thesis of University Joseph Fourier, Grenoble, France.
- Escaravage N, Pornon A, Doche B (1996) Evolution des potentialités dynamiques des landes à *Rhododendron ferrugineum* L. avec les conditions de milieu (étage subalpin des Alpes du Nord-France). *Ecologie*, 27, 35D50.
- Escaravage N, Pornon A, Doche B, Till-Bottraud I (1997) Breeding system in an alpine species: *Rhododendron ferrugineum* L. (Ericaceae) in the French northern Alps. *Canadian Journal of Botany*, 75, 736D743.
- Escaravage, N., Questiau, S., Pornon, A., Doche, B., and Taberlet, P. (1998), Clonal Diversity in a *Rhododendron ferrugineum* L. (Ericaceae) Population Inferred from AFLP Markers. *Molec. Ecol.* 7,975–982.
- Evin M. (2005) Les effets du surpâturage dans les Alpes du Sud. *Voie du loup* numéro22 oct 2005
- Evin, M. (2004) Érosion et surpâturage, l'exemple des Alpes du Sud, *La Garance voyageuse*, *Revue du monde végétal*, n° 68, p. 19-22.
- Fargeat M. (2020). Contribution au test de méthodes d'évaluation de l'état de conservation des habitats agropastoraux d'altitude du Parc National de la Vanoise. Rapport ECOTOPE FLORE FAUNE, 21p.
- Farruggia, A., Dumont, B., Jouven, M., Baumont, R., & Loiseau, P. (2006). La diversité végétale à l'échelle de l'exploitation en fonction du chargement dans un système bovin allaitant du Massif central. *Fourrages*, 188, 477-493.
- Finegan, B. (1984). Forest succession. *Nature* 312, 109–114.
- Flavio Da Ronch & Umberto Ziliotto (2008) Évolution de pâturages abandonnés dans des landes du massif du mont Grappa (Vénétie, nord—est de l'Italie), *Acta Botanica Gallica*, 155:1, 89-96, DOI: 10.1080/12538078.2008.10516094
- Fleury P., (1996). Les différentes composantes de la biodiversité dans les prairies. Exemples dans les Alpes du Nord françaises, *Acta Botanica Gallica*, 143:4-5, 291-298, DOI: 10.1080/12538078.1996.10515726
- Foster BL, Gross KL (1997) Partitioning the effects of plant biomass and litter on *Andropogon gerardi* in old-field vegetation. *Ecology* 78:2091–2104
- Francon, L., Corona, C., Roussel, E., Lopez Saez, J. & Stoffel, M. Warm (2017) summers and moderate winter precipitation boost *Rhododendron ferrugineum* L. growth in the Taillefer massif (French Alps). *Sci. Total Environ.* 586, 1020–1031.

- Freléchoux F., Meisser M. & Gillet F. (2007). Succession secondaire et perte de diversité végétale après réduction du broutage dans un pâturage boisé des Alpes centrales suisses. *Botanica Helvetica* 117, 37–56.
- Gałka, A., Zarzycki, J., & Kopeć, M. (2005). Effect of different fertilisation regimes on species composition and habitat in a long-term grassland experiment. *Grassl Sci Eur*, 10, 132-135.
- Galvánek D. & M Janák (2008). Management of Natura 2000 habitats. 6230 *Species-rich *Nardus* grasslands. European Commission, 24 p.
- Ganatsas, P., Tsitsoni, T., Tsakalimi, M., & Zagas, T. (2011). Reforestation of degraded Kermes oak shrublands with planted pines: effects on vegetation cover, species diversity and community structure. *New Forests*, 43(1), 1–11. doi:10.1007/s11056-011-9262-z
- Garde L., Aussibal G., Meuret M., (2015). Des pratiques pastorales qui prennent sens au regard de l'agroécologie. In *L'agroécologie, du nouveau pour le pastoralisme?* Jouven M. (sous la direction de), Ed. Association Française de Pastoralisme & Cardère éditeur, 103p.
- Garnier, E., & Navas, M. L. (2012). A trait-based approach to comparative functional plant ecology: concepts, methods and applications for agroecology. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32(2), 365-399.
- Gaudillat V. & Poncet R. (2019). Étude de l'éligibilité des communautés mésohygrophiles des *Nardetea strictae* à l'habitat 6230 *Formations herbeuses à *Nardus*, riches en espèces, sur substrats siliceux des zones montagnardes (et des zones submontagnardes de l'Europe continentale). UMS PatriNat, AFB-CNRS-MNHN, Paris, 38 p.
- Gaujour, E., Amiaud, B., Mignolet, C., & Plantureux, S. (2012). Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agronomy for sustainable development*, 32(1), 133-160.
- Gegout J.-C., Coudun C., Jabiol B., Bailly G. (2005) *EcoPlant* : A forest site database linking floristic data with soil and climate variables - *J. Veg. Sci.* - pp. 257-260.
- Gerdol R, Siffi C, Iacumin P, Gualmini M, Tomaselli M (2012) Advanced snowmelt affects vegetative growth and sexual reproduction of *Vaccinium myrtillus* in a sub-alpine heath. *J Veg Sci* 24:569–579
- Gigante D., Maneli F. (2017). Linee guida per il monitoraggio di specie vegetali ed habitat. LIFE13 NAT/IT/000371SUN LIFE - Strategy for the Natura 2000 Network of the Umbria Region.
- Gillet F., Murisier B., Buttler A., Gallandat J.D. and Gobat J.M. (1999). Influence of tree cover on the diversity of herbaceous communities in subalpine wooded pastures. *Appl. Veg. Sci.* 2: 47 – 54.
- Gimingham, C. H. (1978). *Calluna* and its associated species: some aspects of co-existence in communities. *Vegetatio* 36:179–186.
- Gobbi, M., Fontaneto, D., & De Bernardi, F. (2006). Influence of climate changes on animal communities in space and time: the case of spider assemblages along an alpine glacier foreland. *Global Change Biology*, 12(10), 1985-1992.
- Gobin, R., Balandier, P., Korboulewsky, N., Dumas, Y., Seigner, V., & Richter, C. (2015). Une strate herbacée monopoliste: quelle concurrence vis-à-vis de l'eau pour le peuplement adulte?.
- Goffé L. (2011). Etat de conservation des habitats d'intérêt communautaire des dunes non boisées du littoral atlantique - Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000 - Version 1. Rapport SPN 2011-18. Museum National d'Histoire Naturelle / Office National des Forêts / Conservatoire Botanique National de Brest, 67 p.
- Goni D. (2015). LIFE RESECOM, monitoring network for plant species and habitats of Community Interest in Aragon. Présentation à l'occasion de l'alpine grassland monitoring ans assessment workshop, 20-22 mai 2015, à Feltre (Italie).
- Goñi Martínez D., Guzmán Otano D. (2019). Manual de seguimiento de hábitats de interés comunitario. Gobierno de Aragón
- Grabherr, G. (1982). The impact of trampling by tourists on a high altitudinal grassland in the Tyrolean Alps, Austria. *Vegetatio*, 48(3), 209-217.

- Grabherr G., Gottfried M., Gruber A., Pauli H. (1995) Patterns and Current Changes in Alpine Plant Diversity. In: Chapin F.S., Körner C. (eds) Arctic and Alpine Biodiversity: Patterns, Causes and Ecosystem Consequences. Ecological Studies (Analysis and Synthesis), vol 113. Springer, Berlin, Heidelberg
- Grant, S. A., Torvell, L., Sim, E. M., Small, J. L., & Armstrong, R. H. (1996). Controlled grazing studies on *Nardus* grassland: effects of between-tussock sward height and species of grazer on *Nardus* utilization and floristic composition in two fields in Scotland. *Journal of Applied Ecology*, 1053-1064.
- Grime JP (1979) Plant strategies and vegetation processes. Wiley & Sons, Chichester
- Grime, J. P., Hodgson, J. G., & Hunt, R. (1988). Comparative plant ecology: a functional approach to common British species (No. 581.5). Unwin Hyman,.
- Grime, J.P. (1977) Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory. *The American Naturalist*, 111, 1169.
- Grime, J. P., & Campbell, B. D. (1991). Growth rate, habitat productivity, and plant strategy as predictors of stress response. In *Response of plants to multiple stresses* (pp. 143-159). Academic Press.
- Guéguen-Genest, M. C., & Guéguen, A. (1987). Effet du pâturage ovin sur la dynamique de population du criquet de Sibérie *Gomphocerus sibiricus* Finot orthoptère, acrididae dans une formation pâturée d'altitude. *Comptes rendus de l'Académie des sciences. Série 3, Sciences de la vie*, 304(17), 443-447.
- Guinochet M. (1973) Phytosociologie. Masson. Paris. 227 p., 1 carte h.t.
- Guitian R and Bardgett R D (2000) Plant and soil microbial responses to defoliation in temperate semi-natural grassland. *Plant Soil* 220, 271–277.
- Güsewell, S., Jewell, P. L., & Edwards, P. J. (2005). Effects of heterogeneous habitat use by cattle on nutrient availability and litter decomposition in soils of an Alpine pasture. *Plant and Soil*, 268(1), 135-149.
- Haddad, N. M., Haarstad, J., & Tilman, D. (2000). The effects of long-term nitrogen loading on grassland insect communities. *Oecologia*, 124(1), 73-84.
- Hautier, Y., Niklaus, P.A. & Hector, A. (2009) Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. *Science*, 324, 636–8.
- Heathwaite, A. L., Burt, T. P., & Trudgill, S. T. (1990). The effect of land use on nitrogen, phosphorus and suspended sediment delivery to streams in a small catchment in southwest England. *Vegetation and erosion. Processes and environments.*, 161-177.
- Hegg, O. (1984). 50 jährige Dauerflächenbeobachtung im Nardetum auf der Schyningen Platte ober Interlaken. *Verh. Ges. Ökol.* 12: 159-166.
- Hejcman, M., Češková, M., Schellberg, J., & Pätzold, S. (2010). The Rengen Grassland Experiment: Effect of Soil Chemical Properties on Biomass Production, Plant Species Composition and Species Richness. *Folia Geobotanica*, 45(2), 125–142. doi:10.1007/s12224-010-9062-9
- Hejcman, M., Nezerková, P., Pavlu, V., Gaisler, J., Lokvenc, T., & Pavlu, L. E. N. K. A. (2005). Regeneration of *Nardus stricta* subalpine grasslands in the Giant Mountains [Krkonoše]. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 74(3).
- Helm A, Hanski I, Pärtel M (2006) Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecol Letters* 9:72–77
- Hesse, E., Rees, M., & Müller-Schärer, H. (2008). Life-history variation in contrasting habitats: flowering decisions in a clonal perennial herb (*Veratrum album*). *The American Naturalist*, 172(5), E196-E213.
- Hillier, S. H., Walton, D. W. H., & Wells, D. A. (Eds.). (1990). *Calcareous Grasslands Ecology and Management: Proceedings of a Joint British Ecological Society-Nature Conservancy Council Symposium*, 14-16 September 1987 at the University of Sheffield. Bluntisham books.

- Hiltbrunner, D., Schulze, S., Hagedorn, F., Schmidt, M. W., & Zimmermann, S. (2012). Cattle trampling alters soil properties and changes soil microbial communities in a Swiss sub-alpine pasture. *Geoderma*, 170, 369-377.
- Hobbs RJ, Gimingham CH. (1980). Some effects of fire and grazing on heath vegetation. *Bull Ecol* II:709–15.
- Hrevusova, Z., Hejzman, M., Pavlu, V.V., Haki, J., Klaudivsova, M., Mrkvicka, J., 2009. Long-term dynamics of biomass production, soil chemical properties and plant species composition of alluvial grassland after the cessation of fertilizer application in the Czech Republic. *Agric. Ecosys. Environ.* 130, 123–130.
- Huelber, K., Gottfried, M., Pauli, H., Reiter, K., Winkler, M., & Grabherr, G. (2006). Phenological responses of snowbed species to snow removal dates in the Central Alps: implications for climate warming. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 38(1), 99-103.
- Hunt L.P. (2001) Heterogeneous grazing causes local extinction of edible perennial shrubs: a matrix analysis. *Journal of Applied Ecology*, 38, 238–252.
- Iason, G.R. & Hester, A.J. (1993) The response of heather (*Calluna vulgaris*) to shade and nutrients - predictions of the carbon-nutrient balance hypothesis. *Journal of Ecology*, 81, 75-80.
- Isselin-nondedeu, F., & Bedecarrats, A. (2006). Concilier le pâturage avec la restauration écologique des prairies d'altitude. *Fourrages (Versailles)*, (188), 511-523.
- Jägerbrand, A. K., & Alatalo, J. M. (2015). Effects of human trampling on abundance and diversity of vascular plants, bryophytes and lichens in alpine heath vegetation, Northern Sweden. *SpringerPlus*, 4(1), 95.
- Jaulin S. (2004). Inventaire des Orthoptères des estives du Massif des Albères (66). Inventaire et orientations de gestion. Rapport d'étude OPIE-LR, Millas, 31 p.
- Jaulin, S., & Baillet, Y. (2007). Identification et suivi des peuplements de Lépidoptères et d'Orthoptères sur l'ENS du Col du Coq-Pravouta. Rapport d'étude de l'OPIE-LR, Perpignan.
- Jeanneret, P., Baumgartner, D., Freiermuth, R., & Gaillard, G. (2006). Méthode d'évaluation de l'impact des activités agricoles sur la biodiversité dans les bilans écologiques–SALCA-BD. Agroscope FAL Reckenholz, Online at <http://www.reckenholz.ch/doc/fr/forsch/control/bilanz/salca-bd.pdf>.
- Jeanet C. (2014). Impact des produits antiparasitaires sur l'entomofaune coprophage - Etat des lieux et recherche de leviers de gestion sur la Réserve naturelle régionale des Jasseries de Colleigne (Loire). Mémoire de fin d'études Isara-Lyon.
- Jonasson, S. (1992) Plant responses to fertilization and removal in tundra related to community structure and clonality. *Oikos*, 63, 420-429.
- Jonsson B.O. (1995) Old populations of the rhizomatous sedge *Carex bigelowii* show little intermingling of clones (genets). *Abstracta Botanica*, 19, 105-113.
- Jouglet, J. P., & Dorée, A. (1987). La fauche dans le Festucetum spadiceae. Son incidence sur la dynamique et le potentiel fourrager d'une pelouse à Fétuque paniculée. Cemagref Grenoble-Inerm. Grenoble, FR.
- JULVE Ph., 2012. CATMINAT. Document téléchargeable à l'adresse suivante : <http://philippe.julve.pagesperso-orange.fr/catminat.htm>
- Keller, F., Goyette, S., & Beniston, M. (2005). Sensitivity analysis of snow cover to climate change scenarios and their impact on plant habitats in alpine terrain. *Climatic Change*, 72(3), 299-319.
- Klanderud, K., & Totland, Ø. (2005). Simulated climate change altered dominance hierarchies and diversity of an alpine biodiversity hotspot. *Ecology*, 86(8), 2047-2054.
- Kleijn, D., & Müller-Schärer, H. (2006). The relation between unpalatable species, nutrients and plant species richness in Swiss montane pastures. *Biodiversity & Conservation*, 15(12), 3971-3982.

- Kleijn, D., Bekker, R.M., Bobbink, R., De Graaf, M.C.C. & Roelofs, J.G.M. (2008) In search for key biogeochemical factors affecting plant species persistence in heathland and acidic grasslands: a comparison of common and rare species. *Journal of Applied Ecology*, 45, 680–687.
- Kleszczewski, M. (2007). Elaboration de critères d'évaluation de l'état de conservation des habitats naturels du Parc National des Cévennes. Conservatoire des Espaces Naturels du Languedoc-Roussillon. 65 pp
- Kleszczewski, M. (2012). Guide méthodologique « Évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire contractualisé en Lozère ». Conservatoire des Espaces Naturels du Languedoc- Roussillon. 148 pp
- Klug B., Scharfetter-Lehrl G. & Scharfetter E. (2002) Effects of Trampling on Vegetation above the Timberline in the Eastern Alps, Austria. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 34:4, 377-388, DOI: 10.1080/15230430.2002.1200350
- Koch B., Hofer G., Walter T., Edwards P. J., Blanckenhorn W. U. (2013) Biodiversité dans les alpages embroussaillés : Recommandations pour l'exploitation des alpages riches en espèces connaissant des problèmes d'embroussaillage. *ART-Bericht*, 769, 2013, 1-16.
- Koch B., Schmid S. (2013). Biodiversité précieuse dans les herbages des alpages envahis par les broussailles. *Recherche Agronomique Suisse* 4, 172–177.
- Kohler, F., Gillet, F., Gobat, J. M., & Buttler, A. (2004). Seasonal vegetation changes in mountain pastures due to simulated effects of cattle grazing. *Journal of Vegetation Science*, 15(2), 143-150.
- Korzeniak, J (2016) Mountain *Nardus stricta* grasslands as a relic of past farming – the effect of grazing abandonment in relation to elevation and spatial scale. *Folia Geobot* 51:93–113
- Korzeniak, J. (2015). Monitoring of species-rich *Nardus stricta* grasslands in the Polish Carpathians. Présentation a l'occasion de l'alpine grassland monitoring and assessment workshop, 20-22 mai 2015, à Feltre (Italie)..
- Krahulec F, Skálová H, Herben T, Hadincová V, Wildová R, Pecháčková S (2001) Vegetation changes following sheep grazing in abandoned mountain meadows. *Appl Veg Sci* 4:97–102
- Kruess, A., & Tscharrntke, T. (2002). Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology*, 16(6), 1570-1580.
- Kudernatsch, T., Beck, S., Krenzer, M., Fischer, A., Bernhardt, M., Franz, H., ... & Abs, C. (2005). 10 Recent Changes in Species Composition and Species Richness of Alpine Grasslands in Berchtesgaden Biosphere Reserve and National Park. Projecting global change impacts and sustainable land use and natural resources management in mountain biosphere reserves, 103.
- Labonne S. (?) Restauration de la végétation sur les pistes de ski. Fiche Projet Pasto@Alpes, 43-50.
- Lafon P. (coord.), Mady M., Corriol G. & Belaud A. 2020 - Catalogue des végétations de Nouvelle-Aquitaine. Classification, chorologie et correspondances avec les habitats européens. Conservatoire botanique national Sud-Atlantique / Conservatoire botanique national Massif central / Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées. 272 p.
- Laiolo P., Dondero F., Ciliento E. and Rolando A. (2004). Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. *J. Appl. Ecol.* 41: 294 – 304.
- Landolt E., 1977. Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröff. geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, 64: 1-208.
- Landolt E. et al. 2010. *Flora indicativa* - Ecological indicator values and biological attributes of the flora of Switzerland and the Alps. Haupt, Bern
- Lapeyronie, P., Moret, A. (2007). « Protection des troupeaux et impacts environnementaux », in Loup – Élevage : s'ouvrir à la complexité. Actes du séminaire des 15-16 juin 2006. Cerpam Manosque, p. 202-211.
- Lauer, E., Magnani, Y., Agreil, C., Roche, P., Bletton, B., Schack, A., ... & Losinger, I. (2010). Entre forêts et pelouses. Habitat de reproduction du tétras-lyre.

- Lavorel, S., Crouzat, E. (2018). Écosystèmes rocheux et de haute-montagne français : une évaluation dans le cadre du programme EFESE. Documentation française (La)
- Lavorel, S., Rochette, C., & Lebreton, J. D. (1999). Functional groups for response to disturbance in Mediterranean old fields. *Oikos*, 480-498.
- Lécrivain, E. (2007). Le gardiennage des ovins: des savoir-faire adaptés au comportement des animaux et à l'entretien de l'espace. Courrier scientifique du Parc naturel régional du Luberon et de la Réserve de biosphère Luberon-Lure.
- Lefebvre, T. (2016). Influence de l'herbivorie sauvage et domestique en prairie subalpine: réponse métabolique des plantes et conséquences fonctionnelles sur la décomposition des litières (Doctoral dissertation).
- Le Floc'h, É., & Aronson, J. (1995). Écologie de la restauration. Définition de quelques concepts de base. *Natures Sciences Sociétés*, 3, s29-s35.
- Le Hénaff P.M., Galliot J.N, Le gloanec V., Ragache Q. (2021). Végétations agropastorales du Massif central - Catalogue phytosociologique. Conservatoire botanique national du Massif central, 531 p.
- Legros, J. P., Party, J. P., & Dorioz, J. M. (1987). Répartition des milieux calcaires, calciques et acidifiés en haute montagne calcaire humide. Conséquences agronomiques et écologiques. *Doc. cartogr. Ecol*, 30, 137-157.
- Lemonnier-Darcemont, M., Kati, V., Willemse, L., & Darcemont, C. (2018). Effects of changing grazing systems on the threatened genus *Peripodisma* (Orthoptera: Acrididae: Melanoplinae) in the Mediterranean mountains of the southern Balkans. *Journal of Mediterranean Ecology*, 16, 67-79.
- Lepareur F. (2011). Evaluation de l'état de conservation des habitats naturels marins à l'échelle d'un site Natura 2000 – Guide méthodologique - Version 1. Février 2011. Rapport SPN 2011 / 3, MNHN, Paris, 55 pages.
- Lesica, P., & McCune, B. (2004). Decline of arctic-alpine plants at the southern margin of their range following a decade of climatic warming. *Journal of Vegetation Science*, 15(5), 679-690.
- Leslie, M., Meffe, G.K., Hardesty, J.L. & Adams, D.L. (1996).— Conserving biodiversity on military lands: A handbook for natural resource managers. The Nature Conservancy, Arlington, VA.
- Liberati, L., Messerli, S., Matteodo, M., & Vittoz, P. (2019). Contrasting impacts of climate change on the vegetation of windy ridges and snowbeds in the Swiss Alps. *Alpine Botany*, 129(2), 95-105.
- Loiseau P. (1977). Morphologie de la touffe et croissance de *Nardus stricta*. Influence de la pâture et de la fauche. *Ann. Agron.*, 28(2), 185-213.
- Loup, J. (1963). L'exploitation des alpages dans les Alpes. *Revue de Géographie Alpine*, 51(3), 393-428.
- Louvel J., Gaudillat V. et Poncet L. (2013). EUNIS : European Nature Information System, Systeme d'information européen sur la nature. Classification des habitats. Traduction française. Habitats terrestres et d'eau douce. MNHN-DIREV-SPN, MEDDE, Paris.
- Lüdi, W., 1959. Versuche zur Alpweidenverbesserung auf der Schynigen Platte bei Interlaken. *Alpengarten Schynige Platte*, Interlaken, pp. 1–8.
- Lumaret, J. P. (2001). Impact des produits vétérinaires sur les insectes coprophages: conséquences sur la dégradation des excréments dans les pâturages. *Bulletin de la Société française de parasitologie*, 19.
- Lüth C, Tasser E, Niedrist G, Dalla Via J, Tappeiner U. (2011). Classification of the *Sieversio montanae-Nardetum strictae* in a cross-section of the Eastern Alps. *Plant Ecol* 212(1): 105– 126.
- Maciejewski L. (2010). Méthodologie d'élaboration des listes d'« espèces typiques » pour des habitats forestiers d'intérêt communautaire en vue de l'évaluation de leur état de conservation. Rapport SPN 2010-12 / MNHN-SPN, Paris, 48 p. + annexes

- Maciejewski L. (2012a). État de conservation des habitats agropastoraux d'intérêt communautaire, méthode d'évaluation à l'échelle du site. Rapport d'étude. Version 1 - Février 2012. Rapport SPN 2012-21, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 119 pages.
- Maciejewski L. (2012b). Etat de conservation des habitats agropastoraux d'intérêt communautaire, méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000. Rapport d'étude et guide d'application, version 1. Paris, MNHN-SNPN.
- Maciejewski L., Seytre L., Van Es J., Dupont P. (2015). Etat de conservation des habitats agropastoraux d'intérêt communautaire, méthode d'évaluation à l'échelle du site. Guide d'application. Version 3. Avril 2015, Rapport SPN 2015-43, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.
- Maciejewski L., Seytre L., Van Es J., Dupont P., Ben-Mimoun K.. (2013). Etat de conservation des habitats agropastoraux d'intérêt communautaire, méthode d'évaluation à l'échelle du site. Guide d'application. Version 2. Mai 2013, Rapport SPN 2013-16, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.
- Maciejewski, L., Lepareur, F., Viry, D., Bensettiti, F., Puissauve, R., & Touroult, J. (2016). État de conservation des habitats: propositions de définitions et de concepts pour l'évaluation à l'échelle d'un site Natura 2000. *Revue d'écologie*, 3-20.
- Maillette, L. (1988) Apparent commensalism among three *Vaccinium* species on a climatic gradient. *Journal of Ecology*, 76, 877-888.
- Mangeat M., 2020. Bilan stationnel régional de la pelouse l'*Omalotheco sylvaticae* – *Nardetum strictae* Gillet in Ferrez et al. 2011 – Compte-rendu des investigations réalisées en 2020. Conservatoire botanique national de Franche-Comté – Observatoire régional des Invertébrés, 13 p. + annexes.
- Marschner, H., Häussling, M. & George, E. (1991) Ammonium and nitrate uptake rates and rhizosphere pH in non-mycorrhizal roots of Norway spruce. *Trees*, 5, 14–21.
- Martinez-Almoyna, C., Piton, G., Abdulhak, S., Boulangeat, L., Choler, P., Delahaye, T., ... & Renaud, J. (2020). Climate, soil resources and microbial activity shape the distributions of mountain plants based on their functional traits. *Ecography*.
- Marușca, T., Dragomir, N., Mocanu, V., Blaj, A., Tarjoc, F., Dragomir, C., & Constantinescu, S. (2014). Effect of some improvement works on the floristic composition of the vegetal cover in *Nardus stricta* grasslands. *Scientific Papers Animal Science and Biotechnologies*, 47(1), 144-150.
- Maskell, L. C., Smart, S. M., Bullock, J. M., Thompson, K., & Stevens, C. J. (2010). Nitrogen deposition causes widespread loss of species richness in British habitats. *Global Change Biology*, 16(2), 671–679. doi:10.1111/j.1365-2486.2009.02022.x
- Matteodo, M., Ammann, K., Verrecchia, E. P., & Vittoz, P. (2016). Snowbeds are more affected than other subalpine–alpine plant communities by climate change in the Swiss Alps. *Ecology and evolution*, 6(19), 6969-6982.
- Maubert, P., & Dutoit, T. (1995). Connaître et gérer les pelouses calcicoles. Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement.
- Maubon, M., Ponge, J.F. and Andre, J. (1995) The dynamics of *Vaccinium myrtillus* patches in mountain forests (*Vaccinio Piceetea*). *J. Veg. Sci.* 6(3), 343–348.
- Mauchamp L. (2014) Biodiversité et gestion des écosystèmes prairiaux en Franche-Comté. Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, Ecole doctorale « Environnements-santé », 234 p.
- Maurer K., Weyand A., Fischer M. and Stöcklin J. (2006). Old cultural traditions, in addition to land use and topography, are shaping plant diversity of grasslands in the Alps. *Biol. Conserv.* 130: 438 – 446.
- Mayer, H. (1974). *Wälder des Ostalpenraumes*. Gustav Fischer, Stuttgart, DE.
- McIntyre S, Lavorel S, Tremont RM (1995) Plant life-history attributes: their relationship to disturbance response in herbaceous vegetation. *J Ecol* 83:31–44

- Mclvor, J. G., Williams, J., & Gardener, C. J. (1995). Pasture management influences runoff and soil movement in the semi-arid tropics. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 35(1), 55-65.
- Mendarte, S., González-Oreja, J. A., Mandaluniz, N., & Albizu, I. (2016). Impact of grazing abandonment and phosphoric fertilization on *Nardus* grasslands floristic diversity in Gorbeia Natural Park (Bizkaia, Northern Spain). In *Options Méditerranéennes. Series A: Mediterranean Seminars*. CITA, Agrifood Research and Technology Centre of Aragon, Zaragoza (Spain); IAMZ-CIHEAM, Zaragoza (Spain); UdL, University of Lleida (Spain); IPE-CSIC, Pyrenean Institute of Ecology, Zaragoza (Spain); INIA, National Institute for Agricultural and Food Rese.
- Mikolajczak A., (2014). Synopsis phytosociologique des habitats naturels et semi-naturels du territoire d'agrément CBNA. Conservatoire Botanique National Alpin, 44p.
- Moncoulon, D., Probst, A. & Party, J.-P. (2004) Weathering, atmospheric deposition and vegetation uptake: role for ecosystem sensitivity to acid deposition and critical load. *Comptes Rendus Geoscience*, 336, 1417–1426.
- Motomura, I. (1932). A statistical treatment of ecological communities. *Zoological Magazine*, 44, 379-383.
- Mróz W (2017) . Monitoring of natural habitats - Methodological guide for 5 natural habitats: 3110, 6210, 6520, 7230 and 9180. Inspection of Environmental Protection.
- Mróz W, Olszańska A (2004). Traditional pastoralism and biodiversity in the Western and Eastern Carpathians. In Bunce RGH, Pérez-Soba M, Jongman RHG, Gómez Sal A, Herzog F, Austad I (eds) *Transhumance and biodiversity in European mountains*, Report of the ED-FP5 project TRANSHUMOUNT (EVK2-CT-2002-80017). IALE publications series 1:171–182
- Muller, S. (1996). Exposé introductif au colloque « Biodiversité et gestion des écosystèmes prairiaux »: Déterminisme et évolution de la biodiversité dans les écosystèmes prairiaux, *Acta Botanica Gallica: Botany Letters*, 143:4-5, 233-238, DOI: 10.1080/12538078.1996.10515720
- Muller, S., Dutoit, T. H., Alard, D., & Grevilliot, F. (1998). Restoration and rehabilitation of species-rich grassland ecosystems in France: a review. *Restoration Ecology*, 6(1), 94-101.
- Nettier, B., Dobremez, L., & Fleury, P. (2012). L'obligation de résultat pour la mise en oeuvre des mesures agri-environnementales prairies fleuries et gestion pastorale.
- Niedrist G, Tasser E, Lüth C, Dalla Via J, Tappeiner U, (2009) Plant diversity declines with recent land use changes in European Alps. *PL Ecol* 202:195–210
- Nilsson, S. G., Franzen, M., & Jönsson, E. (2008). Long-term land-use changes and extinction of specialised butterflies. *Insect Conservation and Diversity*, 1(4), 197-207.
- Odum E.P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262–270.
- Ohlmann, M., Mazel, F., Chalmandrier, L., Bec, S., Coissac, E., Gielly, L., ... & Chave, J. (2018). Mapping the imprint of biotic interactions on β -diversity. *Ecology letters*, 21(11), 1660-1669.
- Olf H. and Ritchie M.E. (1998) Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 13, 261–265.
- Parc Naturel Régional du Vercors (2005). Document d'objectifs du site « I28 – Plateau de Sornin et de Molière ». 69 p.
- Parolo G, Abeli T, Gusmeroli F, Rossi G. (2011). Large-scale heterogeneous cattle grazing affects plant diversity and forage value of Alpine species-rich *Nardus* pastures. *Grass Forage Sci.* 66:541–550.
- Parsons, A.N., Welker, J.M., Wookey, P.A., Press, M.C., Callaghan, T.V. & Lee, J.A. (1994) Growth responses of four sub-Arctic dwarf shrubs to simulated environmental change. *Journal of Ecology*, 82, 307-318.
- Pärtel M., Bruun H., Sammuli M. (2005) Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation. In Lillak R, Viirat R, Linke A, Geherman V (eds) *Integrating grassland farming and biodiversity*. Proceedings of the 13th International Symposium of the European Grassland Federation, Tartu, pp 1–14

- Pasche S., Bourguignon Y., Martin P., Mombrial F., Prunier P. (2016) Guide des milieux naturels de Suisse (site internet https://ge.ch/sitg/geodata/SITG/SFPNP_MILIEUX/Glossaire.pdf)
- Pauchard, A., Milbau, A., Albiñ, A., Alexander, J., Burgess, T., Daehler, C., ... & Haider, S. (2016). Non-native and native organisms moving into high elevation and high latitude ecosystems in an era of climate change: new challenges for ecology and conservation. *Biological Invasions*, 18(2), 345-353.
- Pauli, H., Gottfried, M., & Grabherr, G. (2014). Effects of climate change on the alpine and nival vegetation of the Alps. *Journal of mountain ecology*, 7.
- Pauli, H., Gottfried, M., Dullinger, S., Abdaladze, O., Akhalkatsi, M., Alonso, J. L. B., ... Grabherr, G. (2012). Recent Plant Diversity Changes on Europe's Mountain Summits. *Science*, 336(6079), 353–355. doi:10.1126/science.1219033
- Pavel, I. (1962). Die Gallenblase und die ableitenden Gallenwege. Ed. Med..
- Pavlu V., Hejcman M., Pavlu L., Gaisler J., Nezerkova P. and Andaluz M.G. (2005). Vegetation changes after cessation of grazing management in the Jizerske Mountains (Czech Republic). *Ann. Bot. Fenn.* 42: 343 – 349.
- Peglion M. (2017). Gestion pastorale des milieux ouverts – Recueil de fiches techniques. LIFE+ MIL'OUV Milieux ouverts
- Pellizzari, E., Pividori, M., Carrer, M., (2014). Winter precipitation effect in a mid-latitude temperature-limited environment: the case of common juniper at high elevation in the Alps. *Environ. Res. Lett.* 9:104021. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/9/10/104021>.
- Perkins, D. F. (1968). Ecology of *Nardus stricta* L.: I. Annual growth in relation to tiller phenology. *The Journal of Ecology*, 633-646.
- Perrenoud A., Godat S. (2006). Prairies et pâturages secs – Entretien avec des chèvres. Office fédéral de l'environnement, Berne et AGRIDEA.
- Perrin W. (2019). Influence de la pression pastorale sur les communautés de coléoptères coprophages et leurs rôles fonctionnels associés. Implications pour la gestion des espaces naturels. Thèse Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive, Université de Montpellier
- Perrin W. et Jay-Robert P. (2019). Influence de la pression de pâturage sur les peuplements de coléoptères coprophages et conséquences sur le recyclage de la matière fécale. Rapport d'étude CEFÉ pour le Parc national de la Vanoise, 44 p.
- Pickering, C. M., & Growcock, A. J. (2009). Impacts of experimental trampling on tall alpine herbfields and subalpine grasslands in the Australian Alps. *Journal of Environmental Management*, 91(2), 532-540.
- Pickett, S. T. A. (1976). Succession: an evolutionary interpretation. *Am. Nat.* 110: 107–119.
- Pimm, S.L. (1984). The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307: 321-326.
- Pittarello, M., Lonati, M., Gorlier, A., Perotti, E., Probo, M., & Lombardi, G. (2018). Plant diversity and pastoral value in alpine pastures are maximized at different nutrient indicator values. *Ecological indicators*, 85, 518-524.
- Plantureux, S., Peeters, A., & McCracken, D. (2005). Biodiversity in intensive grasslands: Effect of management, improvement and challenges. *Agronomy research*, 3(2), 153-164.
- PNR du Vercors, ONF, CPIE Vercors (2007). Plan de préservation et d'interprétation 2008 – 2012, Partie I : Annexes. 77 p.
- Poirel A. (2013). Elaboration d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation et caractérisation phytosociologique de pelouses calcicoles, cas de la RNN de la vallée d'Eyne.
- Pommeyrol, V. (1989). Processus et vitesse de transformation des phytocénoses (période 1937-1989) dans l'étage subalpin (massif du Taillefer). Caractérisation d'une lande à *Rhododendron ferrugineum* phytosociologiquement stable. D.E.A., Université de Grenoble.

- Pornaro, C. , Schneider, M. K. , and Macolino, S. (2013) Plant species loss due to forest succession in alpine pastures depends on site conditions and observation scale. *Biological Conservation* , 161: 213–222.
- Pornon A, Doche B (1995) Age structure and dynamics of *Rhododendron ferrugineum* L. populations in the northwestern French Alps. *Journal of Vegetation Science*, 6, 265D272.
- Pornon A, Escaravage N, Thomas P, Taberlet P (2000) Dynamics of genotypic structure in clonal *Rhododendron ferrugineum* (Ericaceae) populations. *Mol Ecol* 9:1099–1111
- Pornon A, Escaravage N, Till-Bottraud I, Doche B (1997) Variation of reproductive traits in *Rhododendron ferrugineum* L. (Ericaceae) populations along a successional gradient. *Plant Ecology*, 130, 1D11.
- Pornon, A. (1994), Dynamique et fonctionnement des populations de *Rhododendron ferrugineum* L. (Ericaceae) - (Etage subalpin; Alpes Nord-Occidentales). Thèse, Lab. Biol. populations d'altitude, Univ. Grenoble, 163 p.
- Pornon, A. and Escaravage, N. (1999), Genotypic Structure in Clonal *Rhododendron ferrugineum* L. (Ericaceae) Populations: Origin and Maintenance. *Plant Ecol.* 141, 145–150.
- Pouvaret S. (2014). - Que me disent les plantes de ma prairie ? Un guide pour l'identification de plantes indicatrices de pratiques agricoles. Un outil compagnon de l'éleveur pour comprendre ses pratiques sur le territoire des moyennes montagnes d'Auvergne. Conservatoire d'espaces naturels d'Auvergne \ Fédération régionale des centres d'initiatives pour valoriser l'agriculture et le milieu rural en Auvergne, Agriculture Durable de Moyenne Montagne, 129 p.
- Prévosto, B., Kuiters, L., Bernhardt-Römermann, M. et al. (2011) Impacts of Land Abandonment on Vegetation: Successional Pathways in European Habitats. *Folia Geobot* (2011) 46: 303. <https://doi.org/10.1007/s12224-010-9096-z>
- Prunier R. (2013). Méthode d'évaluation de l'état de conservation des pelouses pyrénéennes siliceuses à *Festuca eskia* d'intérêt communautaire dans les sites Natura 2000.
- Puccio C., Gusmeroli F., Della marianna G. and D'Angelo A. (2007) Circuiti di foraggiamento, selettività e qualità dei prelievi in capre al pascolo in comprensori pastorali della fascia subalpina. *Quaderni SOZOOALP*, 4, 83–120.
- Puissant, S., & Voisin, J. F. (1998). Etude des peuplements d'Orthoptères en soulane dans la Réserve naturelle de Prats-de-Mollo (Pyrénées-Orientales). Rapport OPIE.
- Pykälä J. (2003). Effects of restoration with cattle grazing on plant species composition and richness of semi-natural grasslands. *Biodivers. Conserv.* 12: 2211 – 2226.
- Rai, H., Upreti, D. K., & Gupta, R. K. (2012). Diversity and distribution of terricolous lichens as indicator of habitat heterogeneity and grazing induced trampling in a temperate-alpine shrub and meadow. *Biodiversity and Conservation*, 21(1), 97-113.
- Rajaniemi, T. K. (2002). Why does fertilization reduce plant species diversity? Testing three competition-based hypotheses. *Journal of Ecology*, 90(2), 316–324. doi:10.1046/j.1365-2745.2001.00662.x
- Rameau J., C.; Mansion D., ; Dumé G . (1993) Flore forestière française. Guide écologique illustré. Ed. Inst. Développement Forestier. 2421 p.
- Rauzier A. (2020). Compte rendu du test de la méthode d'évaluation de l'état de conservation des pelouses d'altitude. Rapport Parc national du Mercantour, 11p.
- Reiss, J., Bailey, R. A., Perkins, D. M., Pluchinotta, A., & Woodward, G. (2011). Testing effects of consumer richness, evenness and body size on ecosystem functioning. *Journal of Animal Ecology*, 80(6), 1145–1154. doi:10.1111/j.1365-2656.2011.01857.x
- Réserve Naturelle de la Haute Chaîne du Jura (2009). Plan de gestion 2009-2018. 269 p.
- Rey, F., Ballais, J. L., Marre, A., & Rovera, G. (2004). Rôle de la végétation dans la protection contre l'érosion hydrique de surface. *Comptes rendus géoscience*, 336(11), 991-998.

- Richard, L. (1983). Nouvelles données sur la zonation écologique des Alpes nord-occidentales et contribution à la notice de la carte écologique à 1/50000 "St-Gervais". *Doc. Cartogr. Ecol.*, 26, 83-116.
- Rigueiro, A., Rodríguez, M. A. & Gómez-orellana, L. (2009). 6230 Formaciones herbosas con *Nardus*, con numerosas especies, sobre sustratos silíceos de zonas montañosas (y de zonas submontañosas de Europa continental) (*). En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 66 p.
- Rixen, C., Schwoerer, C., Wipf, S. (2010). Winter climate change at different temporal scales in *Vaccinium myrtillus*, an Arctic and alpine dwarf shrub. *Polar Res.* 29:85–94. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1751-8369.2010.00155.x>.
- Rodrigue I. (1992). Etudes de la stratégie d'occupation de l'espace par la Marmotte des Alpes (*Marmota marmota*). Lyon : mémoire de DEA, Septembre 1992, 34 p.
- Rodrigue I., D. Allaine, M. Le Berre & R. Ramousse (1992). Space occupation by alpine marmots in the natural reserve of "La Grande Sassièrè" (Savoie, France). In Proc. 1st Inter. symp. on Alpine Marmot and gen. *marmota*, Bassano B., Durio P., Gallo Orsi U., Macchi E. eds., 135-141.
- Roelofs, J.G.M., Kempers, A.J., Houdijk, A.L.F.M. & Jansen, J. (1985) The effect of air-borne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands. *Plant and Soil*, 84, 45–56.
- Römermann, C., Bernhardt-Römermann, M., Kleyer, M., & Poschlod, P. (2009). Substitutes for grazing in semi-natural grasslands—do mowing or mulching represent valuable alternatives to maintain vegetation structure?. *Journal of Vegetation Science*, 20(6), 1086-1098.
- Rosbakh, S., Bernhardt-Römermann, M., & Poschlod, P. (2014). Elevation matters: contrasting effects of climate change on the vegetation development at different elevations in the Bavarian Alps. *Alpine botany*, 124(2), 143-154.
- Rundel PW (1991) Shrub life forms. In: Harold A, Mooney WE, Winner E, Pell J (eds) Response of plants to multiple stresses. Academic Press, New York, pp 345 –366
- Sala, O. E. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100 *Science*, 287(5459), 1770–1774. doi:10.1126/science.287.5459.1770
- Samuil, C., Vintu, V., Sirbu, C., & Stavarache, M. (2013). Influence of Fertilizers on the Biodiversity of Semi-natural Grassland in the Eastern Carpathians. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 41(1), 195-200.
- Sandvik, S. M., & Odland, A. (2013). Changes in alpine snowbed-wetland vegetation over three decades in northern Norway. *Nordic Journal of Botany*, 32(3), 377–384. doi:10.1111/j.1756-1051.2013.00249.x
- Sandvik, S. M., Heegaard, E., Elven, R., & Vandvik, V. (2004). Responses of alpine snowbed vegetation to long-term experimental warming. *Écoscience*, 11(2), 150–159. doi:10.1080/11956860.2004.11682819
- Sanz T. & Villaret JC. (2018). Catalogue des végétations de l'Isère – classification physiologique et phytosociologique avec clé de détermination. Conservatoire Botanique National Alpin, 275 p.
- Savini I., Landais E., Thion P., Deffontaines J.-P. (1993) L'organisation de l'espace pastoral : Des concepts et des représentations construits à dire d'expert dans une perspective de modélisation. *Études et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement*, INRA Editions, pp.137-160. <hal- 01231522>
- Schaffner, U., Kleijn, D., Brown, V., & Muller-Scharer, H. (2001). *Veratrum album* in montane grasslands: a model system for implementing biological control in land management practices of high biodiversity habitats. *Biocontrol News and Information*, 22(1), 19N-27N.
- Schneider, M. K., Homburger, H., Scherer-Lorenzen, M., & Lüscher, A. (2013). Intensité de pâture et services écosystémiques dans les alpages. *Rech. Agron. Suisse*, 4, 222-229.

- Schöb, C., Kammer, P. M., Choler, P., & Veit, H. (2008). Small-scale plant species distribution in snowbeds and its sensitivity to climate change. *Plant Ecology*, 200(1), 91–104. doi:10.1007/s11258-008-9435-9
- Sebastià, M. T., de Bello, F., Puig, L., & Tauli, M. (2008). Grazing as a factor structuring grasslands in the Pyrenees. *Applied Vegetation Science*, 11(2), 215-222.
- Sebastià, M. T., Kirwan, L., & Connolly, J. (2008). Strong shifts in plant diversity and vegetation composition in grassland shortly after climatic change. *Journal of Vegetation Science*, 19(3), 299-306.
- Shevtsova, A., A. Ojala, S. Neuvonen, M. Vieno, and E. Haukioja. (1995). Growth and reproduction of dwarf shrubs in a subarctic plant community: annual variation and above-ground interactions with neighbours. *Journal of Ecology* 83:263–275.
- Skarpe C. and Hester A. (2008) Plant traits, browsing and grazing herbivores, and vegetation dynamics. In: Gordon J. and Prins H.H.T. (eds) *The ecology of browsing and grazing*. Ecological studies, 195, pp. 217–261. Berlin/ Heidelberg: Springer.
- Smit, R., Olf, H. (1998). Woody species colonisation in relation to habitat productivity. *Plant Ecol.* 139, 203–209.
- Smith, V.H., Tilman, G.D. & Nekola, J.C. (1999) Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100, 179–196.
- Sonesson, M. & Callaghan, T.V. (1991). Strategies of survival in plants of the Fennoscandian tundra. *Arctic* 44: 95–105.
- Spatz, G., Weis, G.B. & Dona-Dolar, M. (1978). Der Einfluß von Bewirtschaftungsänderungen auf die Vegetation von Almen im Gasteiner Tal. In: Cernusca, A. (ed.) *Ökologische Analysen von Almflächen im Gasteiner Tal*. Veröff. Österr. MaB-Hochgebirgsprogramms Hohe Tauern 2, pp. 163-188. Wagner, Innsbruck, AU.
- Spatz, G., Weis, G.B. & Dona-Dolar, M. (1978). Der Einfluß von Bewirtschaftungsänderungen auf die Vegetation von Almen im Gasteiner Tal. In: Cernusca, A. (ed.) *Ökologische Analysen von Almflächen im Gasteiner Tal*. Veröff. Österr. MaB-Hochgebirgsprogramms Hohe Tauern 2, pp. 163-188. Wagner, Innsbruck, AU.
- Speight, M. C., & Castella, E. (2005). Assessment of subalpine grassland and heath sites in Haute-Savoie using Syrphidae (Diptera). *Syrph the Net, the database of European Syrphidae (Diptera)*, 46, 37.
- Spiegelberger T. (2007). Le vératre : l'ambiguïté d'une « mauvaise herbe ». *Espaces naturels n°18* – avril 2007, 25-26
- Spiegelberger, T., Deléglise, C., DeDanieli, S., & Bernard-Brunet, C. (2010). Resilience of acid subalpine grassland to short-term liming and fertilisation. *Agriculture, ecosystems & environment*, 137(1-2), 158-162.
- Spiegelberger, T., Matthies, D., Müller-Schärer, H., & Schaffner, U. (2006). Scale-dependent effects of land use on plant species richness of mountain grassland in the European Alps. *Ecography*, 29(4), 541-548.
- Stevens CJ, Gowing DJG, Wotherspoon KA, Alard D, Aarrestad PA, Bleeker A, Bobbink R, Diekmann M, Dise NB, Dupré C, Dorland E, Gaudnik C, Rotthier S, Soons MB, Corcket E (2011) Addressing the Impact of Atmospheric Nitrogen Deposition on Western European Grasslands. *Environm Managem* 48:885–894
- Stevens, C. J. (2004). Impact of Nitrogen Deposition on the Species Richness of Grasslands. *Science*, 303(5665), 1876–1879. doi:10.1126/science.1094678
- Szewczyk, W., & Kasperczyk, M. (2010). Fertilization as a factor of plant community change higher productivity and water percolation an a mountain meadow. *Grassland Science in Europe*, 15, 744-749.

- Talichet M., Curtaz A., Barni E., Bassignana M., Masante D., Pauthenet Y., Siniscalco C. (2011) Espèces exotiques invasives et nuisibles dans les prairies de montagne. Guide réalisé dans le cadre du projet NAPEA (Alcotra), 78 p.
- Tappeiner, U. & Cernusca, A. (1993). Alpine meadows and pastures after abandonment. Results of the Austrian MaB programme and the EC-STEP project INTEGRALP. *Pirineos* 141-142: 97-118.
- Tasser E, Tappeiner U (2002) Impact of land use changes on mountain vegetation. *Appl Veg Sci* 5:173–184. doi: 10.1658/1402-2001(2002)005[0173:IOLUCO]2.0.CO;2
- Tasser E, Walde J, Tappeiner U, Teutsch A, Noggler W (2007) Land-use changes and natural reforestation in the Eastern Central Alps. *Agric Ecosyst Environ* 118:115–129. doi: 10.1016/j.agee.2006.05.004
- Tenz, R., Elmer, R., Huguenin-Elie, O., & Lüscher, A. (2010). Effets de la fumure sur une pelouse à nard raide. *Recherche agronomique suisse*, 1(5), 176-183.
- Theurillat, J.-P., & Guisan, A. (2001). *Climatic Change*, 50(1/2), 77–109. doi:10.1023/a:1010632015572
- Tilman D (1997) Community invisibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. *Ecology* 78:81–92
- Tilman, D., & Downing, J. A. (1994). Biodiversity and stability in grasslands. *Nature*, 367(6461), 363-365.
- Tilman D, May RM, Lehman CL, Nowak MA (1994) Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371:65–66
- Tixier T. (2014). Les communautés coprophiles : un modèle pour la compréhension du lien entre structure et fonctionnement face aux perturbations. Sciences agricoles. Université Paul Valéry - Montpellier III. Français. NNT : 2014MON30090. tel-01230993
- Tolvanen, A. (1995). Aboveground growth habits of two *Vaccinium* species in relation to habitat. *Canadian Journal of Botany* 73: 465–473.
- Törn, A., Rautio, J., Norokorpi, Y., & Tolvanen, A. (2006). Revegetation after short-term trampling at subalpine heath vegetation. In *Annales Botanici Fennici* (pp. 129-138). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- UICN France (2015). Synthèse des assises nationales «espèces exotiques envahissantes: vers un renforcement des stratégies d'action» - Orléans, 23, 24 et 25septembre 2014. Paris, France. 77 pages
- Van der Kloet, S.P. & Hill, N.M. (1994). The paradox of berry production in temperate species of *Vaccinium*. *Canadian Journal of Botany* 72: 52–58.
- Van der Krift T. A. J. and Berendse F. (2002) Root life spans of four grass species from habitats differing in nutrient availability. *Funct. Ecol.* 16, 198–203.
- Van-Es J., Abdulkhak S., Offerhaus B., Frachon C. Genis JM. (2014). Etude des habitats naturels du Parc National du Mercantour (Alpes-Maritimes et Alpes de Haute-Provence) - Partie 3 : Fiches « habitat ». Rapport Conservatoire Botanique National Alpin, Conservatoire Botanique National Méditerranée, Office National des Forêts, 271 p.
- Van Klink, R., Van der Plas, F., Van Noordwijk, C. G. E., WallisDeVries, M. F., & Olff, H. (2015). Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Biological Reviews*, 90(2), 347-366.
- Van Tongeren, O. & Prentice, I.C. (1986) A spatial simulation model for vegetation dynamics. *Vegetatio*, 65, 163-173.
- Vecrin, M. P. (2003). Mécanismes de restauration de la biodiversité végétale dans les prairies alluviales après une phase de culture (Doctoral dissertation, Université Paul Verlaine-Metz).
- Velev, N., & Apostolova, I. (2008). Successional changes of *Nardus stricta* communities in the Central Balkan Range (Bulgaria). *Phytol. Balcan*, 14(1), 65-74.

- Verrier, E. (1995). La place des races bovines Abondance et Tarentaise dans une politique d'aménagement du territoire des Alpes du Nord II. Une dynamique nouvelle en cours. Bulletin de l'Académie vétérinaire de France.
- Viard-Crétat, F. (2008). Mécanismes de régénération des espèces végétales dans les prairies subalpines sur un gradient d'extensification des pratiques agricoles (Thèse de doctorat, Montpellier 2).
- Villaret J.C., Van Es J., Pache G., Legland T., Mikolajczak A., Abdulhak S., Garraud L., Lambey B. (2019). Guide des habitats naturels et semi-naturels des Alpes du Jura méridional à la Haute-Provence et des bords du Rhône au Mont-Blanc – description, écologie, espèces diagnostiques, conservation. Ed. Naturalia publications
- Vintu, V., Samuil, C., Sarbu, C., Saghin, G., & Iacob, T. (2008). The influence of grassland management on biodiversity in the mountainous region of NE Romania. In Biodiversity and animal feed: future challenges for grassland production. Proceedings of the 22nd General Meeting of the European Grassland Federation, Uppsala, Sweden, 9-12 June 2008 (pp. 183-185). Swedish University of Agricultural Sciences.
- Viry D. (2013). État de conservation des habitats humides et aquatiques d'intérêt communautaire, Méthode d'évaluation à l'échelle du site. Rapport d'étude. Version 1 – Avril 2013. Rapport SPN 2013-12, Service du patrimoine naturel, Muséum National d'Histoire Naturelle / Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques, Paris, 83p
- Vitousek, P., & Howarth, R. (1991). Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry*, 13(2). doi:10.1007/bf00002772
- Vittoz, P., Bodin, J., Ungricht, S., Burga, C. A., & Walther, G.-R. (2008). One century of vegetation change on Isla Persa, a nunatak in the Bernina massif in the Swiss Alps. *Journal of Vegetation Science*, 19(5), 671–680. doi:10.3170/2008-8-18434
- Vittoz, P., Jutzeler, S., & Guisan, A. (2006). Flore alpine et réchauffement climatique: observation de trois sommets valaisans à travers le XXe siècle. *Bulletin de la Murithienne*, 123, 49-59.
- Vittoz, P., Randin, C., Dutoit, A., Bonnet, F., & Hegg, O. (2009). Low impact of climate change on subalpine grasslands in the Swiss Northern Alps. *Global Change Biology*, 15(1), 209–220. doi:10.1111/j.1365-2486.2008.01707.x
- Vonlanthen, C. M., Bühler, A., Veit, H., Kammer, P. M., & Eugster, W. (2006a). Alpine plant communities: a statistical assessment of their relation to microclimatological, pedological, geomorphological, and other factors. *Physical Geography*, 27(2), 137-154.
- Vonlanthen, C. M., Kammer, P. M., Eugster, W., Bühler, A., & Veit, H. (2006b). Alpine vascular plant species richness: the importance of daily maximum temperature and pH. *Plant Ecology*, 184(1), 13-25.
- Walther, G.-R., Beißner, S., & Burga, C. A. (2005). Trends in the upward shift of alpine plants. *Journal of Vegetation Science*, 16(5), 541–548. doi:10.1111/j.1654-1103.2005.tb02394.x
- WEBER G.E., JELTSCH F., ROOYEN VAN N. and MILTON S.J. (1998). Simulated long-term vegetation response to grazing heterogeneity in semi-arid rangelands. *Journal of Applied Ecology*, 35, 687–699.
- Wen, L., Dong, S. K., Li, Y. Y., Pulver, C., Li, X. Y., Shi, J. J., ... & Liu, D. M. (2013). Variation of botanical composition, forage production and nutrient values along a grassland degradation gradient in the alpine region of Qinghai-Tibet Plateau. *Phyton (Buenos Aires)*, 82, 45-54.
- Wenzel, M., Schmitt, T., Weitzel, M., & Seitz, A. (2006). The severe decline of butterflies on western German calcareous grasslands during the last 30 years: a conservation problem. *Biological Conservation*, 128(4), 542-552.
- Wiedmer E. and Senn-Irlet B. (2006). Biomass and primary productivity of an *Alnus viridis* stand – a case study from the Schachental valley, Switzerland. *Bot. Helv.* 116: 55 – 64.
- Willard, B. E., & Marr, J. W. (1971). Recovery of alpine tundra under protection after damage by human activities in the Rocky Mountains of Colorado. *Biological Conservation*, 3(3), 181-190.

- Willems, J.H., Nieuwstadt, M.G.L.V. (1996). Long-term after effects of fertilization on above-ground phytomass and species diversity in calcareous grassland. *J. Veg. Sci.* 7, 177–184.
- Whinam, J., & Chilcott, N. M. (2003). Impacts after four years of experimental trampling on alpine/sub-alpine environments in western Tasmania. *Journal of environmental management*, 67(4), 339-351.
- Windmaißer, T., & Reisch, C. (2013). Long-term study of an alpine grassland: local constancy in times of global change. *Alpine botany*, 123(1), 1-6.
- Wipf S., Rixen Ch., Fischer M., Schmid B. & Stoeckli V. (2005). Effects of ski piste preparation on alpine vegetation. *Journal of Applied Ecology* 42:306-316
- Wipf, S., Stoeckli, V. & Bebi, P. (2009). Winter climate change in alpine tundra: plant responses to changes in snow depth and snowmelt timing. *Climatic Change* 94: 105–121.
- Zhang, Y., Dong, S., Gao, Q., Liu, S., Zhou, H., Ganjurjav, H., & Wang, X. (2016). Climate change and human activities altered the diversity and composition of soil microbial community in alpine grasslands of the Qinghai-Tibetan Plateau. *Science of the Total Environment*, 562, 353-363.
- Zoller, H., Bischof, N., Erhardt, A & Kienzle, U. (1984) Biocönosen von Grenzertragsflächen und Brachland in den Berggebieten der Schweiz. In: Brugger, E.A., Furrer, G., Messerli, B. & Messerli P. (eds.) *Umbruch im Berggebiet*, pp. 523-548. Paul Haupt Verlag, Bern, CH.

Annexes (non mises à jour)

<u>Annexe 1 - Protocole de terrain</u>	227
<u>Annexe 2 - Fiche de relevés type</u>	231
<u>Annexe 3 -</u>	233
<u>Annexe 4 - Localisation des relevés dans le massif de la Vanoise</u>	234
<u>Annexe 5 - Classification ascendante hiérarchique des relevés d'après leurs données taxinomiques par l'algorithme UPGMA</u>	235
<u>Annexe 6 - Tableaux de classification des taxons le long de la première composante d'une analyse factorielle des correspondances, pour les nardaies sur le gradient de déprise pastorale</u>	236
<u>Annexe 7 - Recouvrement des principaux indicateurs et taxons indicateurs de déprise pastorale pour les nardaies</u>	237
<u>Annexe 8 - Tableaux de classification des taxons le long de la première composante d'une analyse factorielle des correspondances, pour les nardaies sur le gradient d'eutrophisation</u>	243
<u>Annexe 9 - Recouvrement des principaux indicateurs et taxons indicateurs d'eutrophisation pour les nardaies</u>	244
<u>Annexe 10 - Types de végétation retenus en Vanoise</u>	256
<u>Annexe 11 - tableau de classification des taxons le long de la première composante d'une analyse factorielle des correspondances, pour les pelouses calcaires alpines et subalpines sur le gradient de déprise pastorale</u>	257
<u>Annexe 12 - Recouvrement des principaux indicateurs et taxons indicateurs de déprise pastorale pour les pelouses calcaires alpines et subalpines</u>	258
<u>Annexe 13 - tableau de classification des taxons le long de la première composante d'une analyse factorielle des correspondances, pour les pelouses à fétuque paniculée sur le gradient de déprise pastorale</u>	267
<u>Annexe 14 - Recouvrement des principaux indicateurs et taxons indicateurs de déprise pastorale pour les pelouses à fétuque paniculée</u>	268
<u>Annexe 15 - tableau de classification des taxons le long de la première composante d'une analyse factorielle des correspondances, pour les pelouses à fétuque paniculée sur le gradient d'eutrophisation</u>	278
<u>Annexe 16 - Recouvrement des principaux indicateurs et taxons indicateurs d'eutrophisation pour les pelouses à fétuque paniculée</u>	279
<u>Annexe 17 - tableau de classification des taxons le long de la première composante d'une analyse factorielle des correspondances, pour les nardaies de combe à neige sur le gradient d'eutrophisation</u>	289
<u>Annexe 18 - Recouvrement des principaux indicateurs et taxons indicateurs d'eutrophisation pour les nardaies des combes à neige</u>	290

Annexe 1 – Protocole de terrain

Les opérateurs se munissent d'une fiche terrain et d'un tableau pour cocher les indicateurs relevés.

I/ Protocole pour les relevés floristiques

Les relevés floristiques suivent la méthode des points-contacts décrite par **Daget et Poissonet (1971)** avec les précisions suivantes :

- Sur le site retenu, on dispose un transect (ou deux de longueur égale) de 10 mètres de long minimum à 30 mètres maximum. Leur longueur et leur disposition sont adaptées suivant l'hétérogénéité de la végétation en lien avec la dégradation qui doit être explicitée, de manière à échantillonner l'ensemble de la mosaïque. Pour la matérialisation, on utilisera 2 piquets/bâtons et un (double)décamètre qui sera tendu à quelques centimètres au-dessus du tapis herbacé.
- Une aiguille métallique la plus fine possible est introduite verticalement dans la végétation, et enfoncée de quelques cm dans le sol (ou tenue par l'opérateur en cas de sol rocheux). On relève sur 50 points équidistants (calculer la distance suivant la longueur des transects, les extrémités du transect matérialisées par les piquets étant exclues du relevé) l'ensemble des espèces dont les organes aériens touchent l'aiguille en position (avec le référentiel taxref 10 ou plus récent) ; on ne compte pas plusieurs fois sur un point une même espèce si plusieurs organes ou individus sont contactés.
- Si l'aiguille ne contacte ni ligneux ni une autre espèce alors que le point se situe au sein d'un patch de ligneux dense, on considère que le ligneux dominant est contacté (voir image ci-contre). C'est notamment le cas dans les plages de vieux clones de rhododendron où les tiges vivantes deviennent plus espacées sans végétation dessous en lien avec l'accumulation de matière organique.
- Dans le cas où aucune espèce n'est contactée par l'aiguille ou dans le cas où l'espèce contactée vient d'une plante en lisière avec une plage sans végétation, la nature du substrat est indiquée : litière, bouse, sol nu, roche, mousses ou lichens....

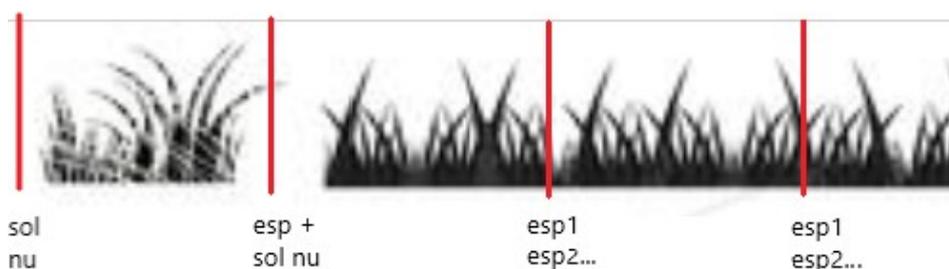


Schéma de notation des espèces par la méthode des points-contacts

- Les espèces non contactées sur les points mais présentes à moins d'un mètre de part et d'autre du(es) transect(s) et si le milieu est identique sont également inventoriées (colonne « autour »). Ainsi, par exemple, les espèces saxicoles poussant sur un rocher au sein d'une pelouse ne sont pas notées. Au final, ces espèces ne sont utilisées que pour les calculs de richesse spécifique totale.

Les mesures ne peuvent être effectuées que par temps sec et calme (absence de brise ou légère brise : maximum degré 2 de l'échelle de Beaufort ...) ; l'absence de brise sera d'autant plus

nécessaire que la végétation sera plus haute (pelouses à *Patzkia paniculata* en particulier, notamment en période d'épiaison).

Les relevés doivent impérativement être réalisés avant le passage des troupeaux.

Sur chaque site, il a été réalisé en complément :

- un relevé des conditions stationnelles (pente, exposition, altitude) ;
- une estimation de l'état de conservation à dire d'expert selon 4 catégories (optimal, favorable, altéré, dégradé) en indiquant les motifs ayant conduit à ce choix ;
- un relevé d'indicateurs prédéfinis à partir de la bibliographie sur une placette échantillon d'environ 300 m² incluant la ligne de lecture (voir ci-dessous) ;
- une ou deux photos de la placette une fois la ligne de lecture implantée.
- une estimation du niveau de prélèvement par le troupeau d'après la grille d'évaluation de la pression pastorale du CERPAM (voir [annexe 3](#)).

II/ Liste des indicateurs

Pour les indicateurs basés sur des listes d'espèces : les tableaux donnent d'abord une liste générale puis, pour chaque habitat étudié, les espèces à ajouter ou à retirer de cette liste. En l'absence de mention, la liste est à garder telle quelle.

A/ Recouvrement des espèces peu ou pas consommées

- En phase de test, le recouvrement (r) des espèces de chaque liste est estimé à l'échelle de la placette-échantillon (300 m²) avec les seuils de Braun-Blanquet : 0 (aucune) ; (+) (rares et dispersées, r<5%) ; 1 (abondantes mais r<5%) ; 2 [5-25%] ; 3 [25-50%] ; 4 [50-75%] ; 5 [75-100%].

- Pour l'élaboration de la méthode et la définition des seuils, les espèces sont relevées par le biais des points-contacts. Elles seront extraites du jeu de données *a posteriori* de manière à obtenir leur fréquence d'occurrence :

$$f = \frac{\text{Nombre d'individus de la liste d'espèces contactés}}{\text{Nombre total de contacts}}$$

i/ Espèces épineuses

Liste générale : *Cirsium eriophorum*, *Carlina* spp.

ii/ Espèces en rosettes

Liste générale : *Gentiana acaulis*, *Cirsium acaulon*, *Plantago major*, *Plantago media*, *Arnica montana*, *Geum montanum*, *Scorzoneroides pyrenaica*, *Leontodon hispidus*, *Pilosella* spp., *Antennaria dioica*

iii/ Espèces délaissées pour d'autres raisons

Liste générale : *Veratrum album*, *Gentiana lutea*, *Gentiana punctata*, *Gentiana purpurea*, *Asphodelus albus*, *Anemone alpina*

B/ Recouvrement des espèces indicatrices d'eutrophisation

i/ Espèces nitrophiles

Liste générale : *Blitum bonus-henricus*, *Urtica dioica*, *Rumex alpinus*

Nardaies : Ajouter *Rumex arifolius*, *Rumex acetosa*

ii/ Espèces modérément eutrophiles

Liste générale : *Geranium sylvaticum*, *Alchemilla sect. Alchemilla s.l.*, *Poa alpina*, *Phleum alpinum/rhaeticum*, *Rumex acetosa*, *Rumex arifolius*, *Crepis aurea*, *Dactylis glomerata*

Nardaies : Ajouter *Leontodon hispidus* ;

Retirer: *Rumex acetosa*, *Rumex arifolius*

Pelouses chionophiles : Retirer *Poa alpina*, *Phleum alpinum/rhaeticum* ; Ajouter *Poa supina*

C/ Dégradation du tapis végétal

i/ Sol nu

- En phase de test, le recouvrement du sol nu est estimé à l'échelle de la placette-échantillon (300 m²) avec les seuils suivants : 0 (couvert végétal complet) ; (+) (patches nus rares et dispersés, r<5%) ; 1 (abondants mais r<5%) ; 2]5-25%] ; 3]25-50%] ; 4]50-75%] ; 5]75-100%].

- Pour l'élaboration de la méthode et la définition des seuils, le sol nu est estimé lors des points-contacts : voir partie I. Le nombre de points 'nus' sera rapporté au total :

$$f = \frac{\text{Nombre de points ' nus '}}{\text{Nombre total de points}}$$

ii/ Déchaussement

- En phase de test, le recouvrement des plantes déchaussées est estimé à l'échelle de la placette-échantillon (300 m²) avec les seuils suivants : 0 (aucune) ; (+) (rares et dispersées, r<5%) ; 1 (abondantes mais r<5%) ; 2]5-25%] ; 3]25-50%] ; 4]50-75%] ; 5]75-100%].

- Pour l'élaboration de la méthode et la définition des seuils, le déchaussement est estimé lors des points-contacts. Le nombre de points où une racine déchaussée est contactée sera rapporté au total.

$$f = \frac{\text{Nombre de points ' déchaussés '}}{\text{Nombre total de points}}$$

D/ Dynamique et recouvrement ligneux

Les ligneux sont parfois agencés en massifs serrés ci-après dénommés 'patches'. Un patch est défini ici comme une zone distincte dans la placette où le recouvrement d'une espèce de ligneux dépasse 50 %.

NDR : Au final cette distinction ne sera pas analysée

i/ Recouvrement des ligneux

- En phase de test, le recouvrement des ligneux est estimé à l'échelle de la placette-échantillon (300 m²) avec les seuils suivants : 0 (aucun) ; (+) (rares et dispersés, r<5%) ; 1 (abondants mais r<5%) ; 2]5-25%] ; 3]25-50%] ; 4]50-75%] ; 5]75-100%].

- Pour l'élaboration de la méthode et la définition des seuils, le recouvrement des ligneux est estimé lors des points-contacts. Le nombre de points où un ligneux est contacté sera rapporté sur le total des points.

Si l'aiguille ne contacte pas de ligneux alors que le point se situe au sein d'un patch ('ligneux sans contact'), on considère que le ligneux est contacté.

$$f = \frac{\text{Nombre de points ' ligneux '}}{\text{Nombre total de points}}$$

ii/ Dynamique des ligneux

- Il est précisé, à chaque point où un ligneux est contacté, s'il s'agit d'un patch ou d'individus disséminés. NDR : Au final cette distinction ne sera pas analysée

- On note lors des points-contacts s'il y a des traces d'abrouissement répété sur les ligneux contactés (présence régulière de rameaux anciens broutés ou brisés). Cet indicateur est relevé sur l'individu ou le drageon, le contact direct n'est pas nécessaire.

Annexe 3 - Grille d'évaluation de la pression de pâturage (CERPAM 2013)

Grille « générale 2013 »

OBSERVATIONS VISUELLES		Prélèvement herbacé	Mode de gestion
1	Traces de passage rapide du troupeau : coups de dents épars, herbe plus ou moins couchée dans faciès productif, quelques crottes présentes.	< 20 %	Passage rapide
2	Prélèvement herbacé faible : les bonnes espèces constituant le foin (légumineuses, bonnes graminées, autres), sont consommées irrégulièrement ; le risque de gaspillage est important (herbe couchée dans faciès productif). <i>Coups de dents épars sur feuillages arbustifs les plus appétents</i>	20 à 40 %	Tri
3	Prélèvement herbacé irrégulier : dans l'ensemble, le fonds pastoral est consommé ; les espèces moins appétentes sont consommées partiellement et irrégulièrement par taches ou trouées ; peu d'incursions dans les zones embroussaillées moins pénétrables (pâturage concentré sur les zones ouvertes). Le stock sur pied en sec n'est pas attaqué. <i>Les feuillages les plus appétents sont partiellement prélevés, pas d'impact sur les autres arbustifs consommables.</i>	40 à 60 %	Pâturage prudent
4	Prélèvement herbacé important : l'ensemble de la strate herbacée est mangée assez régulièrement ; il subsiste des touffes de refus ; exploration très partielle des plages embroussaillées moins pénétrables, qui se traduisent au fil des temps par quelques passages visibles. Pâturage régulier d'au moins 80 % de la surface accessible Le stock sur pied en sec (de l'année précédente) est peu attaqué par les ovins, plus par les bovins et les équins. <i>Impact visible sur arbustifs consommables.</i>	60 à 80 %	Gestion ou Entretien
5	Pelouse raclee : l'ensemble de la strate herbacée est très bien consommée, avec un aspect de la pelouse ras et régulier ; les refus d'espèces grossières sont rares ou inexistantes ; les espèces les moins appétentes sont irrégulièrement consommées (carex toujours vert, brachypode de Phénicie). Exploration des plages embroussaillées denses et peu pénétrables (épineux) ; ouverture de passages bien marqués. Pâturage régulier de la totalité de la surface accessible Prélèvement marqué dans le stock sur pied en sec (de l'année précédente), plus complet par bovins et équins. <i>Impact important sur arbustifs consommables.</i>	80 à 100 %	Impact

Grille d'évaluation de la pression de pâturage « queyrellin 2013 »

1- Touffes de queyrel (fétuque paniculée)

(Les niveaux croissants dans la grille n'ont pas été calés sur des niveaux de prélèvements réels croissants)

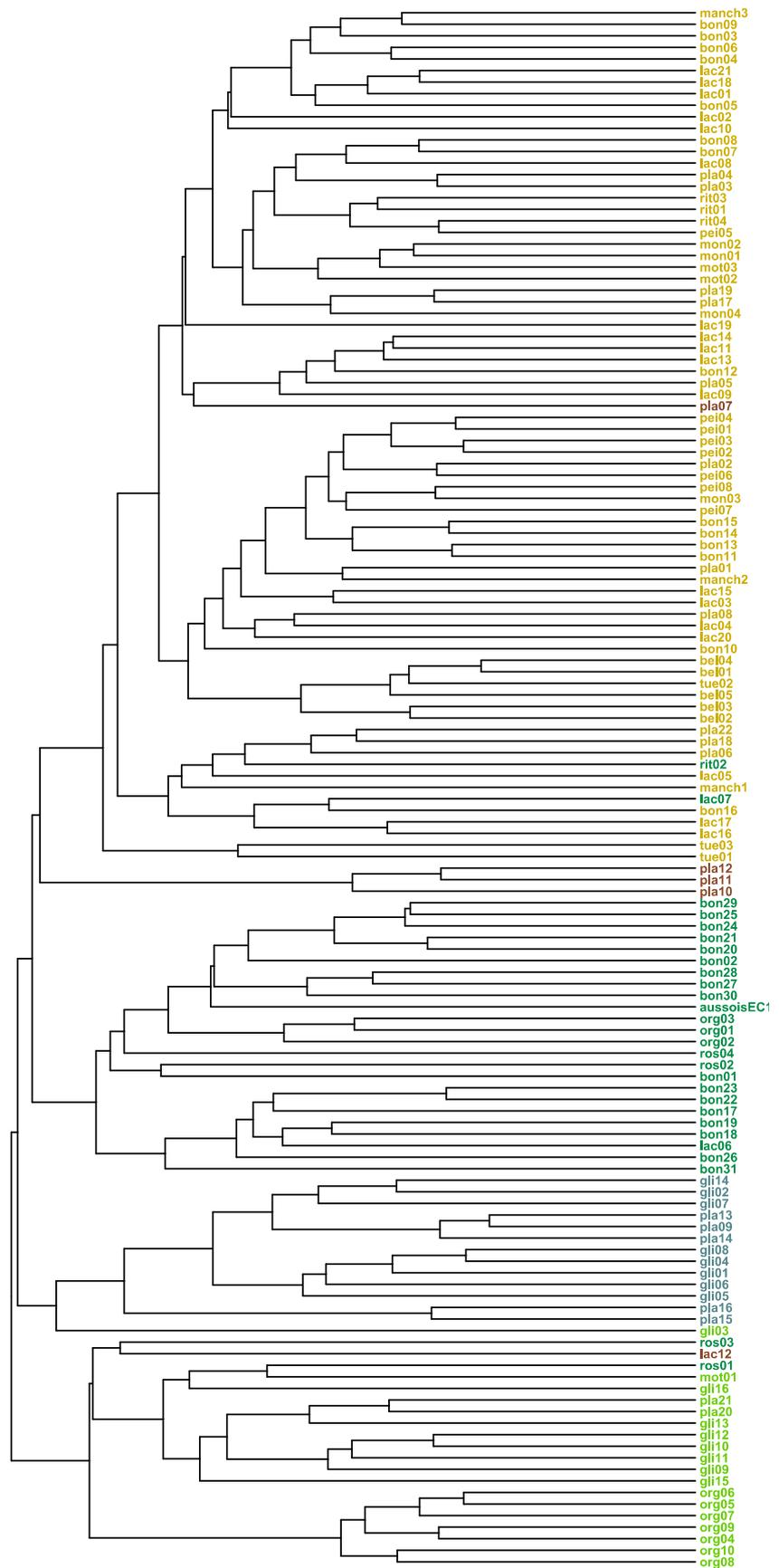
0	Aucune touffe n'est pâturée
1	Quelques extrémités de feuilles peuvent être consommées ; les épis sont broutés en partie.
2	Des extrémités de feuilles sont consommées ; les épis sont broutés pour la plupart.
3	Tous les épis sont broutés, les feuilles sont nettement consommées ; les touffes présentent un aspect lâche.
4	La plus grande partie des feuilles est consommée ; les touffes présentent un aspect compact.
5	Les touffes sont broutées très ras, il n'en reste que la base.

2- Entre les touffes de queyrel Appliquer la grille « générale »

Annexe 4 - Localisation des relevés dans le massif de la Vanoise

Annexe 5 - Classification ascendante hiérarchique des relevés d'après leurs données taxinomiques par l'algorithme UPGMA.

Les couleurs donnent les habitats originellement attribués (jaune : Nardaies ; marron : Pelouses de crête ; vert d'eau : Queyrellins ; bleu : Pelouses chionophiles ; vert d'herbe : Pelouses en gradins.



Annexe 6 - Tableaux de classification des taxons le long de la première composante d'une analyse factorielle des correspondances, pour les nardaies sur le gradient de déprise pastorale

	Coord. Axe1	N relevés concernés	Rec1. moyen
Leucanthemum ircutianum	-1,909	3	0,002
Polygala chamaebuxus	-1,593	6	0,011
Hieracium murorum aggr.	-1,172	9	0,010
Potentilla erecta	-1,104	16	0,044
Campanula barbata	-1,009	6	0,007
Deschampsia flexuosa	-0,918	33	0,171
Luzula campestris	-0,913	17	0,012
Thymus serpyllum aggr.	-0,858	4	0,004
Veronica chamaedrys	-0,855	3	0,003
Alchemilla sect. Alpina	-0,818	5	0,003
Phleum alpinum aggr.	-0,778	18	0,049
Vaccinium vitis-idaea	-0,726	30	0,097
Rhododendron ferrugineum	-0,652	15	0,049
Luzula sylvatica subsp. sieberi	-0,540	10	0,026
Bellidiastrum michelii	-0,526	2	0,002
Juniperus nana	-0,507	18	0,065
Alchemilla sect. Alchemilla	-0,444	15	0,014
Empetrum nigrum	-0,438	10	0,010
Pulmonaria angustifolia	-0,422	2	0,002
Vaccinium myrtillus	-0,349	34	0,150
Vaccinium uliginosum	-0,249	27	0,170
Helianthemum nummularium	-0,242	8	0,017
Arnica montana	-0,169	29	0,097
Centaurea uniflora	-0,161	3	0,001
Solidago virgaurea	-0,156	8	0,004
Bistorta vivipara	-0,123	16	0,027
Astrantia minor	-0,116	3	0,007
Homogyne alpina	-0,110	32	0,082
Lotus comiculatus	-0,042	17	0,014
Anthoxanthum odoratum aggr.	0,003	42	0,132
Soldanella alpina	0,023	20	0,020
Luzula lutea	0,065	15	0,018
Ranunculus sartorianus	0,072	28	0,055
Pedicularis cenisia	0,074	15	0,013
Mutellina adonidifolia	0,079	3	0,001
Crocus vernus	0,137	9	0,011
Phyteuma hemisphaericum	0,145	3	0,004
Avenula pubescens	0,145	9	0,007
Viola calcarata	0,156	5	0,006
Plantago alpina	0,168	38	0,085

Leontodon hispidus	0,198	13	0,019
Carduus defloratus	0,229	10	0,006
Anemone alpina	0,235	8	0,027
Nardus stricta	0,242	46	0,324
Briza media	0,258	3	0,002
Antennaria dioica	0,314	10	0,011
Scorzoneroides pyrenaica	0,374	26	0,062
Carex sempervirens	0,383	37	0,126
Kalmia procumbens	0,394	2	0,003
Festuca rubra aggr.	0,398	36	0,144
Helictochloa versicolor	0,454	33	0,112
Pilosella lactucella	0,455	6	0,005
Gentiana acaulis	0,458	26	0,033
Poa chaixii	0,463	12	0,015
Poa alpina	0,477	8	0,009
Salix herbacea	0,482	4	0,003
Trifolium alpinum	0,497	28	0,110
Selaginella selaginoides	0,600	4	0,002
Potentilla aurea	0,606	33	0,063
Pilosella officinarum	0,651	5	0,002
Phyteuma globulariifolium	0,653	3	0,002
Anemone vernalis	0,675	10	0,024
Scabiosa lucida	0,720	2	0,001
Myosotis alpestris	0,765	5	0,002
Galium pumilum	0,802	17	0,018
Carex pilulifera	0,833	4	0,004
Phyteuma betonicifolia	0,848	3	0,003
Plantago atrata	0,848	5	0,005
Festuca ovina aggr.	0,865	7	0,009
Campanula scheuchzeri	0,894	13	0,011
Geum montanum	0,935	30	0,054
Sempervivum montanum	1,035	6	0,003
Trifolium badium	1,041	2	0,003
Luzula multiflora	1,043	4	0,003
Ranunculus kuepferi	1,164	6	0,007
Veronica bellidioides	1,211	3	0,002
Cerastium fontanum	1,272	3	0,001
Anthyllis vulneraria	1,288	2	0,002
Trifolium pratense	1,412	8	0,011
Potentilla grandiflora	1,506	8	0,010
Botrychium lunaria	1,509	3	0,002

Annexe 7 – Recouvrement des principaux indicateurs et taxons indicateurs de déprise pastorale pour les nardaies

Indicateurs et espèces typiques des nardaies : 3p

Indicateurs et espèces typiques des landes issues des nardaies : 3p

Espèces des nardaies indicatrices des états altérés et dégradés : 1p

Espèces des nardaies indifférentes à la colonisation ligneuse : 1p

Annexe 8 - Tableaux de classification des taxons le long de la première composante d'une analyse factorielle des correspondances, pour les nardaies sur le gradient d'eutrophisation

	Coord Axe 1	N relevés concernés	Rec. moyen				
Allium schoenoprasum	-1,307	1	0,001	Lotus comiculatus	-0,237	11	0,013
Androsace adfinis	-1,307	1	0,000	Potentilla aurea	-0,236	28	0,081
Hieracium villosum aggr.	-1,307	1	0,000	Laserpitium halleri	-0,235	2	0,001
Leucanthemopsis alpina	-1,307	1	0,001	Bartsia alpina	-0,212	3	0,002
Sempervivum montanum	-1,195	3	0,002	Plantago alpina	-0,175	31	0,072
Juniperus nana	-1,130	6	0,019	Polygala vulgaris	-0,162	1	0,001
Veronica alpina	-1,127	2	0,001	Sagina glabra	-0,150	3	0,002
Bupleurum ranunculoides	-1,084	1	0,001	Bistorta vivipara	-0,144	15	0,043
Dryas octopetala	-1,084	1	0,002	Alnus alnobetula	-0,137	1	0,001
Anemone vernalis	-1,068	8	0,018	Phyteuma orbiculare	-0,093	2	0,002
Salix serpyllifolia	-1,040	2	0,005	Plantago lanceolata	-0,079	2	0,002
Kalmia procumbens	-1,030	1	0,002	Bellidiastrum michelii	-0,076	2	0,004
Phyteuma globulariifolium	-1,030	1	0,001	Pilosella lactucella	-0,070	10	0,015
Potentilla crantzii	-1,030	1	0,001	Crepis conyzifolia	-0,064	4	0,006
Carex curvula subsp. curvula	-1,018	3	0,012	Polygala alpestris	-0,063	2	0,002
Jacobaea incana	-0,974	1	0,002	Sesleria caerulea	-0,058	2	0,005
Sempervivum arachnoideum	-0,959	1	0,001	Carex pallens	-0,039	2	0,002
Antennaria dioica	-0,916	4	0,005	Anthoxanthum odoratum aggr.	-0,031	35	0,150
Potentilla grandiflora	-0,911	7	0,011	Trifolium badium	-0,026	7	0,013
Poa chaixii	-0,907	5	0,007	Thesium alpinum	-0,026	2	0,001
Carex pilulifera	-0,899	3	0,004	Luzula sylvatica subsp. sieberi	-0,015	2	0,003
Betonica hirsuta	-0,894	2	0,002	Gentiana punctata	0,049	2	0,002
Scabiosa lucida	-0,890	5	0,012	Avenula pubescens	0,065	13	0,026
Carex ornithopoda	-0,862	2	0,008	Patzkea paniculata	0,072	2	0,001
Thymus serpyllum aggr.	-0,839	8	0,029	Hieracium murorum aggr.	0,085	1	0,001
Luzula multiflora	-0,823	9	0,010	Euphrasia hirtella	0,087	2	0,004
Pilosella officinarum	-0,817	3	0,002	Brachypodium pinnatum	0,090	1	0,002
Alopecurus gerardii	-0,815	2	0,008	Carex flacca	0,090	1	0,007
Mutellina adonidifolia	-0,808	4	0,019	Plantago media	0,090	1	0,008
Pilosella glacialis	-0,793	2	0,006	Primula veris	0,090	1	0,001
Festuca ovina aggr.	-0,791	5	0,009	Taraxacum sp.	0,090	1	0,001
Trifolium alpinum	-0,778	15	0,053	Veronica officinalis	0,090	1	0,002
Myosotis alpestris	-0,770	4	0,002	Alchemilla pentaphyllea	0,095	3	0,004
Gentiana acaulis	-0,764	15	0,025	Veronica chamaedrys	0,115	3	0,003
Arnica montana	-0,743	10	0,032	Leontodon hispidus	0,116	18	0,072
Helictotricho versicolor	-0,740	19	0,082	Ranunculus sartorianus	0,147	16	0,041
Phyteuma betonicifolia	-0,722	2	0,002	Helianthemum nummularium	0,165	7	0,014
Pedicularis rostratospicata	-0,708	1	0,001	Polygala chamaebuxus	0,166	7	0,023
Potentilla verna	-0,708	1	0,002	Cerastium fontanum	0,189	6	0,003
Salix herbacea	-0,707	2	0,001	Cerastium arvense	0,285	5	0,004
Geum montanum	-0,682	25	0,062	Trifolium thalii	0,359	2	0,002
Briza media	-0,674	1	0,002	Festuca rubra aggr.	0,362	30	0,301
Gymnadenia nigra	-0,674	1	0,002	Plantago atrata	0,393	15	0,039
Helianthemum italicum	-0,674	1	0,001	Crepis aurea	0,404	4	0,009
Oxytropis lapponica	-0,674	1	0,001	Poa alpina	0,429	21	0,073
Vaccinium myrtillos	-0,655	6	0,011	Trifolium repens	0,487	8	0,019
Silene vulgaris	-0,637	2	0,002	Centaurea uniflora	0,539	5	0,006
Pedicularis cenisia	-0,633	8	0,007	Phleum alpinum aggr.	0,603	22	0,132
Veronica fruticans	-0,628	1	0,001	Pulmonaria angustifolia	0,639	2	0,002
Aquilegia alpina	-0,608	1	0,002	Trifolium pratense	0,664	23	0,088
Astrantia minor	-0,608	1	0,001	Geranium sylvaticum	0,667	1	0,001
Pyrola minor	-0,598	2	0,002	Helictotrichon sedenense	0,667	1	0,007
Homogyne alpina	-0,590	16	0,028	Gagea fragifera	0,672	1	0,001
Hippocrepis comosa	-0,586	2	0,003	Anemone alpina	0,680	6	0,013
Gymnadenia conopsea	-0,584	2	0,001	Campanula rhomboidalis	0,705	1	0,001
Carex sempervirens	-0,579	20	0,093	Rumex arifolius	0,742	3	0,004
Botrychium lunaria	-0,575	4	0,003	Agrostis capillaris	0,824	3	0,012
Vaccinium uliginosum	-0,554	6	0,015	Veratrum album	0,936	2	0,006
Gentianella campestris	-0,544	2	0,001	Crocus vernus	0,989	14	0,053
Selaginella selaginoides	-0,535	7	0,007	Agrostis alpina	1,031	2	0,005
Cardus defloratus	-0,528	13	0,016	Rumex alpinus	1,079	1	0,006
Potentilla erecta	-0,528	5	0,017	Trollius europaeus	1,098	3	0,010
Phyteuma hemisphaericum	-0,527	6	0,004	Alchemilla sect. Alchemilla	1,139	24	0,140
Vaccinium vitis-idaea	-0,505	8	0,025	Solidago virgaurea	1,217	3	0,005
Carina acaulis	-0,503	2	0,001	Blitum bonus-henricus	1,261	1	0,001
Leucanthemum ircutianum	-0,498	3	0,002	Bistorta officinalis	1,329	2	0,011
Deschampsia flexuosa	-0,496	13	0,055	Ranunculus kuepferi	1,344	9	0,024
Nardus stricta	-0,495	37	0,358	Chaerophyllum hirsutum	1,399	2	0,002
Galium pumilum	-0,470	18	0,021	Cyanus montanus	1,399	2	0,001
Campanula barbata	-0,462	2	0,004	Rumex acetosa	1,531	2	0,003
Carex myosuroides	-0,441	2	0,002	Imperatoria ostruthium	1,599	2	0,002
Thymus pulegioides	-0,432	4	0,005	Trifolium montanum	1,647	5	0,019
Luzula lutea	-0,424	7	0,008	Veronica bellidioides	1,671	4	0,003
Tragopogon pratensis	-0,416	1	0,001	Hypericum maculatum	1,679	3	0,007
Viola canina	-0,416	1	0,002	Carum carvi	1,733	3	0,013
Carex caryophylla	-0,411	4	0,007	Achillea distans	1,746	1	0,003
Scorzoneroides pyrenaica	-0,398	19	0,055	Arabis ciliata	1,746	1	0,001
Alchemilla sect. Alpina	-0,395	5	0,007	Colchicum alpinum	1,746	1	0,002
Anthyllis vulneraria	-0,394	5	0,007	Lathyrus pratensis	1,746	1	0,007
Soldanella alpina	-0,391	12	0,015	Linum alpinum	1,746	1	0,001
Luzula spicata	-0,361	3	0,002	Pimpinella major	1,746	1	0,006
Gentiana verna	-0,355	1	0,001	Thalictrum aquilegifolium	1,746	1	0,001
Rhododendron ferrugineum	-0,355	1	0,004	Trisetum flavescens	1,746	1	0,003
Luzula campestris	-0,353	10	0,013	Poa annua	1,860	2	0,003
Viola calcarata	-0,339	9	0,014	Galium verum	1,907	1	0,000
Campanula scheuchzeri	-0,296	19	0,028	Senecio doronicum	1,907	1	0,000
Euphrasia minima	-0,292	3	0,003	Achillea millefolium	1,912	4	0,013
Ranunculus serpens	-0,248	2	0,002	Rhinanthus minor	2,322	3	0,004
				Deschampsia cespitosa	2,344	2	0,005
				Dactylis glomerata	2,541	1	0,001
				Poa pratensis	2,541	1	0,003

Annexe 9 - Recouvrement des principaux indicateurs et taxons indicateurs d'eutrophisation pour les nardaies

Indicateurs d'eutrophisation des nardaies : 1p

Espèces typiques de l'eutrophisation des nardaies : 4p

Espèces typiques des états altérés et dégradés (eutrophisation des nardaies) : 3p

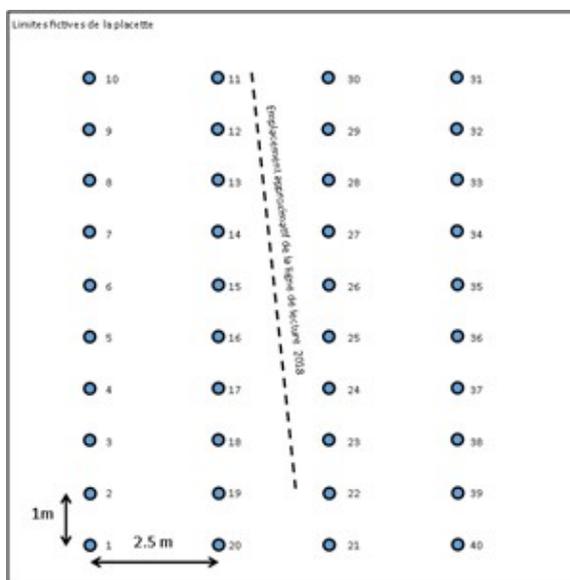
Espèces indifférentes à l'eutrophisation des nardaies : 1p

Espèces typiques des nardaies sur le gradient d'eutrophisation : 2p

Annexe 10 – Protocole de test des clés élaborées par le PNV pour évaluer l'état de conservation de certains types de pelouses d'altitude

Sur chaque ligne de lecture existante, le protocole est à mettre en œuvre sur une placette d'environ 300 m² autour du point :

- Indiquer quel est l'état de conservation auquel l'opérateur aboutit en utilisant les clés utilisables pour l'habitat correspondant (avec les deux variantes pour les nardaies sur le gradient d'eutrophisation) : l'estimation des recouvrements d'une strate, d'un groupe d'espèces ou d'une espèce caractéristique se fera dans un 1^{er} temps à vue ;
- Indiquer si l'opérateur a hésité à une ou plusieurs étapes d'utilisation de la clé à vue, en précisant les raisons ;
- Indiquer quel est l'état de conservation auquel l'opérateur aboutit en utilisant les mêmes clés : l'estimation des fréquences de présence d'une strate, d'un groupe d'espèces ou d'une espèce caractéristique se fera dans un 2^{ème} temps en faisant 40 points de sondage ponctuels de la manière suivante :
 - l'opérateur se positionne dans un des angles de la placette et plante à 20cm devant son pied droit une fine aiguille métallique ; il note sur la fiche de terrain si l'aiguille touche l'une des espèces servant à renseigner les différents indicateurs ou si le point se situe sur un cas atypique (catégorie « autres ») ;
 - l'opérateur se déplace d'un mètre au pas et réitère l'opération de notation des contacts avec l'aiguille ;
 - l'opérateur renouvelle l'opération jusqu'à réaliser les 40 points contacts en suivant le schéma suivant :



- l'opérateur fait la somme des contacts pour chaque indicateur et applique la clé.
- Indiquer en commentaire toute autre information « critique » : difficulté de reconnaissance des espèces, d'estimation de leur recouvrement, d'estimation d'un indicateur, l'utilité des critères complémentaires...

Annexe 11 : tableau de classification des taxons le long de la première composante d'une analyse factorielle des correspondances, pour les pelouses calcaires alpines et subalpines sur le gradient de déprise pastorale

Espèces	Coord. Axe 1	N relevés concernés	Rec. moyen
Arctostaphylos uva-ursi	-1,299	3	0,016
Rhododendron ferrugineum	-1,216	2	0,008
Luzula lutea	-1,076	5	0,008
Leontopodium nivale	-1,039	5	0,005
Mutellina adonidifolia	-1,021	3	0,003
Vaccinium vitis-idaea	-1,020	7	0,064
Trifolium badium	-0,940	2	0,002
Dryas octopetala	-0,939	8	0,045
Carex myosuroides	-0,904	7	0,021
Helictochloa versicolor	-0,894	6	0,023
Scorzoneroïdes pyrenaica	-0,890	7	0,015
Vaccinium uliginosum	-0,841	2	0,003
Vaccinium myrtillus	-0,798	2	0,015
Homogyne alpina	-0,788	7	0,012
Juniperus nana	-0,773	5	0,060
Globularia cordifolia	-0,768	6	0,026
Soldanella alpina	-0,751	6	0,008
Hieracium villosum aggr.	-0,742	5	0,005
Trollius europaeus	-0,722	4	0,003
Campanula barbata	-0,704	2	0,002
Salix reticulata	-0,687	2	0,004
Polygala vulgaris	-0,679	3	0,002
Leontodon hispidus	-0,643	6	0,010
Parnassia palustris	-0,639	4	0,004
Thymus pulegioides	-0,626	3	0,005
Bistorta vivipara	-0,616	13	0,039
Agrostis alpina	-0,576	15	0,079
Anthyllis vulneraria	-0,575	13	0,031
Primula farinosa	-0,574	5	0,012
Hypericum maculatum	-0,529	2	0,006
Pilosella lactucella	-0,518	4	0,004
Erigeron alpinus	-0,464	4	0,005
Potentilla aurea	-0,445	6	0,007
Bartsia alpina	-0,429	5	0,007
Aster alpinus	-0,404	7	0,014
Hippocrepis comosa	-0,394	3	0,002
Campanula scheuchzeri	-0,381	9	0,022
Biscutella laevigata	-0,373	2	0,002
Geranium sylvaticum	-0,368	2	0,002
Helianthemum italicum	-0,326	12	0,022
Anemone vernalis	-0,313	10	0,018
Salix serpyllifolia	-0,306	3	0,005
Sesleria caerulea	-0,298	23	0,266
Festuca violacea	-0,257	11	0,044
Leucanthemum vulgare	-0,257	9	0,018
Arnica montana	-0,229	5	0,017
Alchemilla sect. Alpina	-0,209	3	0,003
Lotus corniculatus	-0,190	17	0,057
Ranunculus sartorianus	-0,179	2	0,004
Gentiana acaulis	-0,147	9	0,019
Pedicularis cenisia	-0,145	2	0,004
Euphrasia salisburgensis	-0,137	3	0,003
Botrychium lunaria	-0,117	3	0,004
Poa alpina	-0,073	4	0,004

Carex ornithopoda	-0,051	6	0,007
Alchemilla sect. Alchemilla	-0,050	7	0,009
Anthoxanthum odoratum aggr.	-0,032	14	0,036
Luzula campestris	-0,023	2	0,002
Carex sempervirens	0,026	25	0,188
Potentilla verna	0,158	2	0,002
Festuca nigrescens	0,197	6	0,013
Antennaria dioica	0,300	3	0,005
Potentilla crantzii	0,301	6	0,006
Gentiana verna	0,310	6	0,005
Festuca ovina aggr.	0,326	24	0,164
Scabiosa lucida	0,390	6	0,007
Cerastium arvense	0,404	3	0,005
Campanula rotundifolia	0,475	2	0,002
Bupleurum ranunculoides	0,489	6	0,007
Carlina acaulis	0,504	7	0,008
Phleum alpinum aggr.	0,517	4	0,009
Sempervivum arachnoideum	0,537	2	0,002
Plantago maritima subsp. serpyllifolia	0,555	3	0,008
Phyteuma orbiculare	0,586	2	0,002
Potentilla grandiflora	0,591	13	0,048
Galium pumilum	0,626	10	0,013
Cirsium acaulon	0,636	2	0,002
Geum montanum	0,680	7	0,015
Helianthemum nummularium	0,704	19	0,167
Veronica allionii	0,727	3	0,005
Polygala alpestris	0,768	2	0,004
Nardus stricta	0,782	2	0,003
Trifolium pratense	0,787	9	0,020
Plantago alpina	0,812	7	0,018
Thymus serpyllum aggr.	0,830	9	0,024
Plantago atrata	0,869	4	0,009
Scutellaria alpina	1,004	2	0,004
Festuca rubra	1,004	7	0,023
Betonica hirsuta	1,042	5	0,007
Euphorbia cyparissias	1,045	4	0,005
Onobrychis montana	1,062	7	0,028
Crocus vernus	1,065	3	0,003
Agrostis capillaris	1,078	2	0,002
Viola calcarata	1,094	4	0,004
Senecio doronicum	1,222	6	0,010
Oxytropis campestris	1,226	3	0,006
Clinopodium alpinum	1,231	3	0,002
Pulmonaria angustifolia	1,303	5	0,009
Pilosella officinarum	1,418	5	0,008
Briza media	1,460	4	0,012
Bellardiochloa violacea	1,466	2	0,004
Centaurea uniflora	1,502	7	0,046
Trifolium montanum	1,611	4	0,012
Laserpitium halleri	1,735	2	0,004
Achillea millefolium	1,781	2	0,002
Sempervivum tectorum	1,781	2	0,002
Trisetum flavescens	1,847	2	0,002
Avenula pubescens	1,907	3	0,005

Annexe 12 - Recouvrement des principaux indicateurs et taxons indicateurs de déprise pastorale pour les pelouses calcaires alpines et subalpines

Indicateurs et espèces typiques des pelouses calcaires alpines et subalpines : 3p

Espèces typiques des landes issues des pelouses calcaires alpines et subalpines : 2p

Espèces typiques des états altérés et favorables des pelouses calcaires alpines et subalpines : 1p

Espèces des pelouses calcaires alpines et subalpines indifférentes à la colonisation par la lande : 2p

Annexe 13 : tableau de classification des taxons le long de la première composante d'une analyse factorielle des correspondances, pour les pelouses à fétuque paniculée sur le gradient de déprise pastorale

	Coord Axe 1	N relevés concernés	Rec. moyen				
Arctostaphylos uva-ursi	-2,189	4	0,061	Deschampsia flexuosa	0,282	6	0,013
Vaccinium uliginosum	-1,526	5	0,032	Poa alpina	0,282	4	0,005
Vaccinium vitis-idaea	-1,420	6	0,022	Pedicularis rostratospicata	0,285	5	0,008
Luzula lutea	-1,259	4	0,006	Plantago maritima subsp. serpentina	0,287	6	0,019
Bupleurum stellatum	-1,175	3	0,006	Campanula barbata	0,288	3	0,005
Achillea millefolium	-1,139	2	0,003	Helianthemum italicum	0,314	2	0,002
Juniperus nana	-1,058	8	0,105	Helictochloa versicolor	0,342	4	0,006
Polygala chamaebuxus	-0,976	3	0,014	Pulmonaria angustifolia	0,368	18	0,031
Rhododendron ferrugineum	-0,955	2	0,031	Campanula rhomboidalis	0,429	3	0,002
Ranunculus sartorianus	-0,897	4	0,007	Trifolium pratense	0,430	10	0,016
Achillea distans	-0,837	2	0,002	Helianthemum nummularium	0,438	19	0,095
Poa chaixii	-0,790	11	0,032	Gentiana acaulis	0,443	18	0,043
Hypericum maculatum	-0,767	2	0,008	Biscutella laevigata	0,449	5	0,015
Geranium sylvaticum	-0,728	6	0,012	Rumex acetosa	0,479	4	0,003
Thymus pulegioides	-0,725	6	0,007	Centaurea uniflora	0,486	18	0,038
Vaccinium myrtillus	-0,654	14	0,179	Carlina acaulis	0,507	6	0,007
Chaerophyllum hirsutum	-0,543	2	0,003	Potentilla crantzii	0,508	13	0,027
Mutellina adonidifolia	-0,521	5	0,007	Phleum alpinum aggr.	0,518	8	0,012
Pilosella officinarum	-0,513	9	0,018	Lathyrus pratensis	0,531	2	0,003
Phyteuma betonicifolia	-0,510	4	0,006	Plantago atrata	0,539	6	0,031
Nardus stricta	-0,449	11	0,033	Bistorta vivipara	0,555	9	0,017
Laserpitium halleri	-0,441	16	0,073	Carex sempervirens	0,566	25	0,177
Soldanella alpina	-0,411	2	0,002	Arnica montana	0,586	9	0,017
Pedicularis cenisia	-0,408	4	0,008	Crepis conyzifolia	0,589	8	0,015
Carex ornithopoda	-0,406	9	0,016	Leontodon hispidus	0,592	9	0,017
Galium pumilum	-0,305	11	0,010	Brachypodium pinnatum	0,607	3	0,008
Geum montanum	-0,303	14	0,035	Campanula scheuchzeri	0,637	3	0,003
Antennaria dioica	-0,230	4	0,005	Bupleurum ranunculoides	0,655	6	0,008
Potentilla aurea	-0,188	5	0,015	Betonica hirsuta	0,662	7	0,010
Anemone vernalis	-0,187	2	0,002	Hypochaeris maculata	0,664	4	0,005
Cerastium arvense	-0,184	2	0,002	Phyteuma orbiculare	0,666	4	0,003
Plantago alpina	-0,165	10	0,041	Alchemilla sect. Alchemilla	0,682	6	0,008
Anemone alpina	-0,083	15	0,081	Myosotis alpestris	0,712	2	0,002
Ranunculus kuepferi	-0,063	5	0,006	Trifolium montanum	0,767	10	0,029
Hippocrepis comosa	-0,032	5	0,011	Scabiosa lucida	0,795	2	0,002
Avenula pubescens	-0,026	4	0,007	Campanula rotundifolia	0,840	2	0,002
Festuca ovina aggr.	-0,018	21	0,069	Carduus defloratus	0,885	3	0,003
Briza media	0,013	3	0,007	Bistorta officinalis	0,890	8	0,038
Trifolium alpinum	0,015	6	0,011	Luzula multiflora	0,900	3	0,002
Silene nutans	0,064	3	0,004	Cyanus montanus	0,916	4	0,005
Trisetum flavescens	0,089	11	0,018	Leucanthemum vulgare	0,984	6	0,009
Festuca rubra aggr.	0,102	20	0,111	Trifolium alpestre	0,987	2	0,005
Senecio doricum	0,112	8	0,015	Rhinanthus minor	1,010	3	0,004
Anthoxanthum odoratum aggr.	0,114	17	0,053	Onobrychis montana	1,019	6	0,017
Luzula spicata	0,127	2	0,002	Euphrasia salisburgensis	1,048	2	0,003
Dianthus carthusianorum	0,134	6	0,008	Sesleria caerulea	1,059	5	0,017
Luzula campestris	0,139	3	0,004	Thymus serpyllum aggr.	1,108	7	0,027
Thesium alpinum	0,148	2	0,002	Festuca violacea	1,145	7	0,043
Agrostis capillaris	0,158	13	0,035	Clinopodium alpinum	1,199	2	0,006
Potentilla grandiflora	0,162	18	0,046	Erigeron alpinus	1,293	2	0,004
Patzkea paniculata	0,193	26	0,390				
Lotus corniculatus	0,228	15	0,018				

Annexe 14 - Recouvrement des principaux indicateurs et taxons indicateurs de déprise pastorale pour les pelouses à féтуque paniculée

Indicateurs et espèces typiques des pelouses à féтуque paniculée : 3p

Indicateurs et espèces typiques des landes issues des pelouses à féтуque paniculée : 2p

Espèces des pelouses à féтуque paniculée indifférentes à la colonisation par la lande : 4p

Annexe 15 : tableau de classification des taxons le long de la première composante d'une analyse factorielle des correspondances, pour les pelouses à fétuque paniculée sur le gradient d'eutrophisation

	Coord. Axe 1	N relevés concernés	Rec. moyen
Juncus jacquinii	-1,887	1	0,001
Festuca trichophylla	-1,740	2	0,018
Chaerophyllum hirsutum	-1,520	4	0,035
Veratrum album	-1,391	6	0,033
Tragopogon pratensis	-1,368	3	0,007
Imperatoria ostruthium	-1,361	2	0,002
Thalictrum aquilegifolium	-1,307	5	0,017
Hieracium scorzonerifolium aggr.	-1,300	2	0,007
Gentiana lutea	-1,189	4	0,033
Poa chaixii	-1,142	7	0,050
Astragalus penduliflorus	-1,100	3	0,008
Allium schoenoprasum	-1,095	2	0,002
Phyteuma ovatum	-1,095	2	0,002
Geranium sylvaticum	-1,091	12	0,087
Carex atrata	-1,060	2	0,005
Trifolium badium	-0,989	4	0,006
Cyanus montanus	-0,967	9	0,037
Campanula rhomboidalis	-0,961	6	0,016
Ranunculus sartorianus	-0,924	4	0,008
Hylotelephium anacamperos	-0,869	3	0,003
Silene vulgaris	-0,829	5	0,009
Rumex acetosa	-0,797	7	0,019
Trisetum flavescens	-0,781	11	0,058
Thymus pulegioides	-0,738	3	0,003
Euphorbia cyparissias	-0,691	5	0,006
Crepis conyzifolia	-0,650	12	0,051
Arabis ciliata	-0,646	1	0,001
Cirsium acaulon	-0,646	1	0,002
Pedicularis verticillata	-0,646	1	0,001
Pleurospermum austriacum	-0,646	1	0,002
Silene nutans	-0,644	4	0,004
Euphrasia hirtella	-0,616	2	0,002
Crepis aurea	-0,605	3	0,013
Dactylis glomerata	-0,602	2	0,002
Bistorta officinalis	-0,465	15	0,125
Poa alpina	-0,409	8	0,025
Trollius europaeus	-0,334	7	0,036
Solidago virgaurea	-0,333	2	0,003
Gentianella campestris	-0,327	1	0,001
Phleum alpinum aggr.	-0,319	13	0,056
Avenula pubescens	-0,305	6	0,010
Geum montanum	-0,299	11	0,023
Achillea millefolium	-0,284	4	0,007
Achillea distans	-0,264	3	0,017
Alchemilla sect. Alchemilla	-0,240	13	0,062
Agrostis capillaris	-0,195	10	0,046
Soldanella alpina	-0,145	4	0,007
Ranunculus kuepferi	-0,132	3	0,004
Potentilla aurea	-0,121	7	0,027
Colchicum alpinum	-0,108	1	0,001
Hieracium prenanthoides	-0,108	1	0,001
Hippocrepis comosa	-0,108	1	0,003
Bistorta vivipara	-0,106	12	0,045
Festuca rubra aggr.	-0,059	20	0,200
Scorzoneroides pyrenaica	-0,056	3	0,004
Anemone alpina	-0,050	13	0,066
Anthyllis vulneraria	-0,045	3	0,005
Trifolium pratense	-0,003	12	0,033
Plantago atrata	0,003	10	0,065
Anthoxanthum odoratum aggr.	0,021	16	0,063
Hypericum maculatum	0,034	2	0,008
Carduus defloratus	0,072	8	0,009
Onobrychis montana	0,077	12	0,035
Lathyrus pratensis	0,094	2	0,010
Senecio doronicum	0,109	8	0,016
Leontodon hispidus	0,117	11	0,026
Patzkea paniculata	0,121	22	0,435
Alchemilla sect. Alpina	0,143	1	0,002
Daphne mezereum	0,143	1	0,001
Hypericum montanum	0,143	1	0,001
Luzula lutea	0,143	1	0,001

Meum athamanticum	0,143	1	0,001
Rosa pendulina	0,143	1	0,002
Vaccinium myrtillus	0,143	1	0,004
Vaccinium uliginosum	0,143	1	0,006
Viola calcarata	0,150	3	0,003
Trifolium repens	0,157	2	0,003
Homogyne alpina	0,178	2	0,005
Linum alpinum	0,234	2	0,005
Laserpitium halleri	0,257	9	0,038
Betonica hirsuta	0,316	8	0,019
Pulmonaria angustifolia	0,318	17	0,035
Pilosella glacialis	0,319	1	0,001
Nardus stricta	0,320	6	0,013
Galium pumilum	0,372	6	0,008
Plantago alpina	0,375	5	0,018
Crocus vernus	0,389	3	0,009
Festuca ovina aggr.	0,416	13	0,047
Potentilla crantzii	0,426	11	0,027
Rhinanthus minor	0,447	6	0,007
Astragalus danicus	0,542	1	0,001
Cerastium arvense	0,542	1	0,001
Luzula campestris	0,542	1	0,002
Campanula scheuchzeri	0,573	3	0,004
Pilosella officinarum	0,588	2	0,002
Arnica montana	0,608	9	0,030
Lotus corniculatus	0,611	10	0,015
Carlina acaulis	0,617	5	0,006
Scabiosa lucida	0,627	4	0,008
Briza media	0,635	1	0,001
Linum catharticum	0,635	1	0,002
Potentilla verna	0,635	1	0,001
Luzula multiflora	0,664	4	0,005
Astrantia major	0,689	1	0,001
Carum carvi	0,689	1	0,001
Myosotis alpestris	0,689	1	0,002
Phyteuma michelli	0,689	1	0,002
Trifolium montanum	0,694	8	0,031
Campanula barbata	0,702	1	0,001
Dianthus carthusianorum	0,702	1	0,004
Oxytropis campestris	0,702	1	0,002
Potentilla grandiflora	0,724	10	0,022
Helictochloa versicolor	0,751	2	0,008
Bartsia alpina	0,755	1	0,001
Pedicularis cenisia	0,755	1	0,001
Leucanthemum vulgare	0,776	9	0,015
Helianthemum nummularium	0,779	13	0,087
Biscutella laevigata	0,846	4	0,007
Carex sempervirens	0,895	17	0,148
Trifolium alpestre	0,956	2	0,006
Gentiana acaulis	0,959	13	0,033
Centaurea uniflora	0,969	14	0,033
Sesleria caerulea	0,986	5	0,020
Phyteuma orbiculare	1,002	3	0,003
Antennaria dioica	1,023	2	0,002
Pedicularis rostratospicata	1,028	2	0,003
Hypochaeris maculata	1,076	3	0,004
Thymus serpyllum aggr.	1,084	7	0,032
Euphrasia salisburgensis	1,141	2	0,004
Crepis pyrenaica	1,143	1	0,003
Plantago maritima subsp. serpentina	1,194	4	0,008
Deschampsia flexuosa	1,272	4	0,007
Erigeron alpinus	1,275	3	0,005
Festuca violacea	1,300	7	0,051
Clinopodium alpinum	1,333	2	0,007
Brachypodium pinnatum	1,502	2	0,007
Bupleurum ranunculoides	1,512	3	0,006
Trifolium alpinum	1,526	2	0,003
Campanula rotundifolia	1,681	1	0,001
Primula veris	1,681	1	0,001
Bellardiochloa violacea	1,719	1	0,001
Helianthemum italicum	1,719	1	0,001
Polygala alpestris	1,719	1	0,001

Annexe 16 - Recouvrement des principaux indicateurs et taxons indicateurs d'eutrophisation pour les pelouses à fétuque paniculée

Indicateurs et espèces typiques des pelouses à fétuque paniculée : 3p

Indicateurs et espèces typiques d'eutrophisation des pelouses à fétuque paniculée : 2p

Espèces typiques des pelouses à fétuque paniculée variante mésophile : 2p

Espèces des pelouses à fétuque paniculée indifférentes à l'eutrophisation : 2p

Annexe 17 : tableau de classification des taxons le long de la première composante d'une analyse factorielle des correspondances, pour les nardaies de combe à neige sur le gradient d'eutrophisation

	Coord. Axe 1	N relevés concernés	Rec. moyen
Cirsium spinosissimum	-1,335	2	0,018
Euphrasia minima	-1,248	1	0,002
Luzula spicata	-1,248	1	0,003
Selaginella selaginoides	-1,248	1	0,002
Trifolium pratense	-1,248	1	0,003
Poa supina	-1,234	3	0,043
Cerastium arvense	-1,023	3	0,009
Alchemilla sect. Alchemilla	-1,012	5	0,043
Carex foetida	-0,993	4	0,026
Gentiana nivalis	-0,952	3	0,005
Crepis aurea	-0,898	3	0,014
Veronica alpina	-0,872	3	0,009
Plantago atrata	-0,738	8	0,094
Sagina glabra	-0,631	6	0,040
Agrostis capillaris	-0,572	1	0,006
Poa alpina	-0,536	9	0,072
Pachypleurum mutellinoides	-0,514	2	0,034
Soldanella alpina	-0,509	7	0,018
Campanula rotundifolia	-0,457	1	0,002
Carex myosuroides	-0,457	1	0,002
Festuca pumila	-0,457	1	0,002
Sesleria caerulea	-0,457	1	0,002
Trifolium thalii	-0,445	6	0,054
Viola calcarata	-0,405	7	0,031
Festuca rubra aggr.	-0,372	6	0,054
Euphrasia salisburgensis	-0,351	2	0,003
Alchemilla pentaphyllea	-0,348	9	0,071
Phleum alpinum aggr.	-0,327	10	0,058
Carex parviflora	-0,253	2	0,005
Agrostis alpina	-0,245	1	0,005
Sibbaldia procumbens	-0,245	1	0,003
Taraxacum sp.	-0,242	2	0,005
Festuca violacea	-0,230	4	0,055
Galium pumilum	-0,216	1	0,002
Alopecurus gerardii	-0,160	12	0,244
Mutellina adonidifolia	-0,107	3	0,012
Campanula scheuchzeri	-0,049	6	0,011
Ranunculus sartorianus	0,085	6	0,048

Lotus corniculatus	0,170	3	0,014
Potentilla aurea	0,179	12	0,105
Carex curvula subsp. curvula	0,202	1	0,002
Gentiana verna	0,202	1	0,002
Pilosella glacialis	0,202	1	0,002
Homogyne alpina	0,214	3	0,005
Androsace adfinis	0,228	1	0,003
Leontodon hispidus	0,229	6	0,032
Geum montanum	0,352	8	0,045
Nardus stricta	0,418	6	0,046
Trifolium badium	0,427	5	0,032
Bistorta vivipara	0,433	6	0,022
Ranunculus kuepferi	0,476	5	0,051
Plantago alpina	0,500	13	0,297
Scorzoneroïdes pyrenaica	0,643	9	0,037
Phyteuma globulariifolium	0,706	1	0,002
Anemone alpina	0,898	1	0,002
Gnaphalium supinum	0,898	1	0,002
Leucanthemopsis alpina	0,898	1	0,002
Phyteuma hemisphaericum	0,898	1	0,002
Sagina saginoides	0,898	1	0,002
Agrostis rupestris	0,904	5	0,018
Luzula lutea	0,906	3	0,014
Helictochloa versicolor	0,993	3	0,028
Anthoxanthum odoratum aggr.	1,074	5	0,035
Trifolium alpinum	1,076	4	0,028
Sempervivum montanum	1,122	3	0,011
Luzula alpino-pilosa	1,387	2	0,006
Bartsia alpina	1,591	2	0,009
Gentiana acaulis	2,001	1	0,002
Juncus jacquinii	2,001	1	0,014
Salix herbacea	2,001	1	0,014
Salix retusa	2,001	1	0,002

Annexe 18 - Recouvrement des principaux indicateurs et taxons indicateurs d'eutrophisation pour les nardaies des combes à neige

Indicateurs et espèces typiques des nardaies des combes à neige : 3p

Indicateurs et espèces typiques d'eutrophisation des nardaies des combes à neige : 2p

Espèces des nardaies des combes à neige indifférentes à l'eutrophisation : 2p

Résumé

Les pelouses subalpines et alpines du Parc national de la Vanoise subissent des pressions importantes que ce soit par le pastoralisme ou les activités de loisir qui engendrent des travaux d'aménagement et une fréquentation humaine localement forte. Les pressions peuvent conduire à plusieurs processus de dégradation des pelouses : eutrophisation, colonisation par la lande, dégradation du tapis végétal, développement d'espèces envahissantes, sans oublier l'impact global du changement climatique. Tous ces processus impactent potentiellement l'état de conservation.

Suite à une première préétude non satisfaisante, nous avons développé une nouvelle méthode de travail basée sur des relevés en points-contacts analysés à l'aide d'une chaîne de traitement dont l'objectif était de séparer les relevés par type de dégradation et ainsi permettre de définir des listes « d'espèces typiques » en référence à la définition de la Directive Habitats-faune-flore. Lorsque ces listes ont pu être définies, notamment pour les nardaies, les pelouses calcaires alpines et subalpines, les pelouses à fétuque paniculée et les nardaies longuement enneigées, nous avons construit des indicateurs puis des grilles permettant d'évaluer l'état de conservation de ces pelouses.

Mots-clés : état de conservation, eutrophisation, enrichissement, nardaie, pelouses à fétuque paniculée, pelouses à séslerie, combes à neige, biodiversité

.

Key-Words: