



HAL
open science

Une démarche pour la hiérarchisation des enjeux en matière de conservation et de gestion des habitats naturels : exemple d'évaluation patrimoniale de la végétation du bassin versant du Petit-Buëch (Hautes-Alpes)

Damien Marage, Luc Garraud, Jean-Claude Rameau

► To cite this version:

Damien Marage, Luc Garraud, Jean-Claude Rameau. Une démarche pour la hiérarchisation des enjeux en matière de conservation et de gestion des habitats naturels : exemple d'évaluation patrimoniale de la végétation du bassin versant du Petit-Buëch (Hautes-Alpes). *Revue d'Écologie*, 2005, 60 (3), pp.193-209. hal-03529994

HAL Id: hal-03529994

<https://hal.science/hal-03529994>

Submitted on 17 Jan 2022

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

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

UNE DÉMARCHE POUR LA HIÉRARCHISATION DES ENJEUX EN MATIÈRE
DE CONSERVATION ET DE GESTION DES HABITATS NATURELS :
EXEMPLE D'ÉVALUATION PATRIMONIALE DE LA VÉGÉTATION
DU BASSIN VERSANT DU PETIT-BUËCH (HAUTES-ALPES)

Damien MARAGE^{1,2}, Luc GARRAUD³, Jean-Claude RAMEAU¹

SUMMARY. — *A basic and applied approach to evaluate natural heritage conservation and management: example based on wild flora heritage in the Petit-Buëch watershed (Hautes-Alpes, France).* — On the basis of specific pool attributes, we propose a conceptual and methodological process to achieve conservation management in the pan-European Natura 2000 network of selected and protected sites. Maintenance or even improvement of biodiversity in these sites will be encouraged through contractual arrangements with the land managers. Our data set came from a Natura 2000 site near Gap, in the southern French Alps. Multiple Correspondence analysis (MCA) was first performed on the main biological attributes of 665 plant species and this multivariate model was then validated by a probabilistic experimental design. Our results showed that 17.3% of the total floristic richness of France was observed in the study area (57 km²). The main and prior conservation groups were composed of oligotrophic, heliophilous and boreo-arctic species. Correlation between the biological groups derived from multivariate analysis and habitat preferendum allowed us to spatialize areas that were most important for conservation management. New species, coming from independent data, were introduced as supplementary rows in our multivariate model, allowing a discussion on their niche width and their natural heritage attributes. We hope that this methodological and pragmatic process make a relevant decision tool for conservation planning.

RÉSUMÉ. — Dans le suivi du bon état de conservation des habitats naturels, l'évaluation patrimoniale de la flore est le plus souvent basée sur la notion de rareté et les statuts réglementaires qui en découlent. Nous proposons ici une démarche de hiérarchisation des enjeux en matière de conservation des habitats basée sur l'amplitude et le préférendum écologique des espèces. Dans un premier temps, l'analyse porte sur les traits biologiques issus de la compilation de bases de données, puis les résultats sont validés par un échantillonnage probabiliste. L'exemple est pris dans un bassin versant inscrit dans un site Natura 2000 des Hautes-Alpes (05) où la fermeture du milieu consécutif à la déprise pastorale fait peser des menaces sur la flore herbacée. Nos résultats indiquent que 17,3 % de la flore française est contenue dans ce bassin versant de 5 700 ha. Une analyse multivariée permet de caractériser trois groupes biologiques. La validation par un échantillonnage probabiliste des préférendums et des amplitudes écologiques est significative. La projection de nouveaux taxons en individus supplémentaires permet de discuter leur amplitude et préférendum écologique et leur statut patrimonial. La hiérarchisation en

¹ LERFOB UMR INRA-ENGREF 1092, Unité Ecosystèmes Forestiers et Dynamique du Paysage, Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, 14 rue Girardet - CS 4216. F-54042 Nancy Cedex.

² Correspondance : Damien Marage, UMR INRA ENESAD UB Biologie et Gestion des Adventices, Unité Biodiversité, 17 rue Sully — BP 86510. F-21065 Dijon Cedex. Tel : + 33 3 80 69 33 80 ; Fax : + 33 3 80 69 32 22. E mail : dmarage@dijon.inra.fr

³ Conservatoire Botanique National Alpin (CBNA) de Gap-Charance, Domaine de Charance, 05000 Gap, France.

matière de conservation est menée par grands types d'habitats en fonction de la participation des différents groupes biologiques. Les pelouses subalpines et alpines constituent le premier niveau de la hiérarchie, suivie des forêts alluviales, résineuses, des marais et des sources tuffeuses.

La notion de patrimoine naturel apporte une nouvelle légitimité pour asseoir la prise de décision et la gestion dans le domaine de l'environnement (Ost, 1995). Cette légitimité est construite indépendamment des intérêts économiques. Le patrimoine désigne ici les éléments de la biosphère et de la lithosphère distincts des biens d'usage et des capitaux ; il est d'ordre dynamique et évolutif et sous-tend l'idée de transmission aux générations futures. Certaines parties du patrimoine naturel peuvent entrer dans la sphère marchande. Dans ce cadre, il est entendu que la gestion doit pérenniser ce patrimoine, comme le rappelle Ost (1995), le patrimoine naturel « *s'accommode de la superposition sur un même espace de plusieurs prérogatives distinctes renvoyant à des usages et à des titulaires différents* ». Comment construire une échelle des valeurs patrimoniales, plus particulièrement celle de la flore et de la végétation ? Comment aider les gestionnaires à intégrer ces valeurs dans leurs actions ?

Cette évaluation suppose l'établissement de critères les plus objectifs possibles et laissant peu de place à une approche affective. La difficulté d'une telle démarche réside dans l'appréciation de la notion objective de rareté et celle de menaces, et d'une juste pondération de celles-ci (Olivier *et al.*, 1995). Trois variables sont classiquement employées pour quantifier la rareté d'une population (Rabinowitz *et al.*, 1986) : (i) son amplitude géographique, (ii) son amplitude écologique, (iii) ses effectifs. La combinaison de ces variables permet de distinguer huit niveaux de rareté dont sept se révèlent pertinents (Rabinowitz *et al.*, 1986). L'amplitude géographique d'une population se réfère généralement à sa chorologie, c'est-à-dire à l'étude de sa répartition spatiale et de son déterminisme. Les distances géographiques entre sites définissent l'aire de répartition ; l'endémisme est un cas particulier dans cette matrice des distances géographiques ; il est dit strict lorsque n'existe qu'un seul site ou entité géographique sur un territoire national. La marginalité chorologique se discute lorsque qu'un site sort de cette matrice. L'amplitude écologique se rattache au concept de la niche écologique (Daget & Godron, 1982). Dans le cas d'endémisme, le taxon est sténotope (un seul site ou grande proximité géographique entre les sites), mais il n'est pas nécessairement sténoèce.

Or Rabinowitz *et al.* (1986) n'envisageaient que la niche réalisée, pas la niche potentielle. Il est permis de s'interroger sur la possibilité d'extension ou la recherche de niches écologiques potentielles par expérimentation. Enfin, l'effectif de la population peut être considéré comme fini dans le cas d'endémisme strict. Paramètre et estimateur de cette variable se confondent alors. Hormis ce cas particulier, les méthodes d'échantillonnage et les estimateurs de la taille de la population doivent se concevoir dans le cadre théorique des méta-populations. Les populations sont spatialement structurées à toutes les échelles d'espace et reliées entre-elles par des flux d'individus. Empruntant à ce modèle méta-populationniste, Eriksson (1993) propose une relation entre la richesse locale et régionale basée sur l'hypothèse du pool spécifique. Le pool d'espèce est défini comme l'ensemble des espèces pouvant potentiellement exister dans une communauté. Ce pool spécifique est considéré comme un bon prédicteur de la richesse spécifique locale. Cela suppose que les processus régionaux et historiques soient responsables, en partie, du déterminisme local de la biodiversité. Dans ce cadre théorique, la communauté est définie vis-à-vis de paramètres du milieu et se confond avec la notion d'habitat. En première approche, l'étude chorologique des composantes de ce pool est un bon moyen de cerner sa diversité et son originalité ; elle permet de distinguer un ensemble ordinaire d'un ensemble à valeur patrimoniale et de jeter les bases du statut réglementaire des espèces. Cette distinction est nécessaire pour hiérarchiser les enjeux en matière de conservation des habitats dans le cadre de la gestion durable des espaces naturels, et plus particulièrement dans les sites inscrits dans le réseau Natura 2000. Baser cette hiérarchisation sur les statuts de protection est « incontournable » puisqu'ils sont le garant de la légitimité des actes de gestion ; mais il pourrait s'avérer pertinent de hiérarchiser ces enjeux en tenant compte également des attributs vitaux et des traits écologiques des taxons qui composent le pool spécifique.

Dans un bassin versant des Hautes-Alpes, inscrit dans le site Natura 2000 n° FR 9301511 « DEVOLUY - DURBON - CHARANCE », nous présentons une méthodologie d'évaluation du caractère patrimonial de la flore basée sur les attributs vitaux et les traits écologiques du pool spécifique, afin de définir une gradation des enjeux pour la conservation de ses habitats. Cette méthode est ensuite validée par un échantillonnage probabiliste. Dans ce site, l'abandon du village de Chaudun au début du XX^e siècle, suivi de l'exode rural au milieu du XX^e, a progressivement conduit à la fermeture de zones jusque là vouées au pastoralisme. Une recolonisation ligneuse, à l'étage montagnard et subalpin, s'est mise en place. Cette succession secondaire représente une réelle menace pour la flore herbacée et nécessite une évaluation patrimoniale de la flore et des habitats naturels.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

SITE D'ÉTUDE

Ce bassin versant est situé dans les Hautes-Alpes à 44°35'N, 6°12'E, soit à 10 km au nord-ouest de Gap. Le site, d'une superficie totale de 57 km², voit son altitude varier de 1 050 à 2 709 m (pic de Bure). Les caractéristiques climatiques, issues du modèle AURELHY de Météo France (Benichou & Le Breton, 1987 ; période 1961 à 1990), indiquent des précipitations moyennes annuelles de 1 138 ± 66 mm et une température annuelle moyenne de 5,9°C ± 1,0. L'hiver est rigoureux, avec plus de 100 jours de gel ; la neige est présente pendant environ 150 jours. Les synthèses climatiques prouvent le rattachement du bassin versant au climat montagnard méditerranéen des Alpes intermédiaires, soit au carrefour bioclimatique entre Alpes internes et externes (Ozenda, 1985).

Ce secteur repose sur les assises géologiques calcaires du Jurassique et du Crétacé. Des associations végétales thermophiles et xérophiles des *Ononidetalia striatae* et les pelouses des *Seslerietea caeruleae* occupent la majeure partie de l'espace. La succession vers la forêt est assurée par des groupements des *Prunetalia spinosae* (*Berberidion*). Sur les versants nord et nord-ouest, les hêtraies-sapinières neutrophiles (*Trochiscantho-Abietetum*) constituent, entre 1 300 et 1 800 m, la végétation naturelle potentielle (Rameau, 1992). Aux expositions chaudes correspondent des hêtraies calcicoles relevant du *Cephalanthero-Fagion*. Les éboulis du *Thlaspion rotundifolii* et des falaises du *Potentillion caulescentis* occupent le reste du territoire. Ce site s'inscrit dans le plus dense foyer d'endémisme français (Fiers, 1999).

ÉLABORATION DES BASES DE DONNÉES

Constitution de la base de données sur les traits biologiques

Les traits biologiques des taxons ont été extraits de la bibliographie en recoupant plusieurs sources (Tab. I). La base de données comprend, outre l'appartenance à une famille, des traits biologiques relatifs à la morphologie comme le type biologique (Landolt, 1977 ; Pignatti, 1982 ; Rameau *et al.*, 1993), à l'écophysiologie par le biais des valeurs indicatrices pour l'héliophilie, la nitrophilie, l'humidité, l'acidité, la température et la continentalité (Landolt, 1977). La chorologie (Pignatti, 1982), les préférendums et l'amplitude écologique (Landolt, 1977 ; Rameau *et al.*, 1993) des taxons viennent compléter cette base. Pour le statut de protection, nous avons retenu quatre niveaux patrimoniaux auxquels s'applique une police de l'environnement. Pour les réglementations des niveaux internationaux, il s'agit de la Convention de Washington (1973), de la Convention de Berne (1979) et de la directive « Habitats » (1992). Au niveau national, il s'agit de la liste des espèces protégées (1982, modifiée 1995), au niveau régional de la liste des espèces protégées de 1992, au niveau départemental de la liste des espèces protégées et des espèces dont la cueillette et le ramassage sont réglementés dans les Hautes-Alpes. A cela s'ajoutent les taxons présents dans les livres rouges de la flore menacée au niveau national (Olivier *et al.*, 1995) ou régional (données CBNA Gap-Charance).

TABLEAU I

Modalités des traits biologiques utilisés pour qualifier les groupes biologiques

Type de trait	Trait	Modalités
Morphologie et écophysiologie (plante adulte)	1. Type biologique	a. Phanérophyte
		b. Chaméphyte
		c. Hémicryptophyte
		d. Géophyte
		e. Thérophyte
	2. Coefficient d'héliophilie	a. Héliophile
	b. Ubiquiste	
	c. Sciaphile	

TABLEAU I (suite)

	3. Coefficient de nitrophilie	<ul style="list-style-type: none"> a. Nitrophile b. Mésotrophe c. Oligotrophe
	4. Coefficient d'humidité	<ul style="list-style-type: none"> a. Xérophile b. Mésoxérophile c. Mésophile d. Hygrophile
	5. Coefficient d'acidité	<ul style="list-style-type: none"> a. Calcicole b. Neutrophile c. Acidiphile
	6. Coefficient de thermophilie	<ul style="list-style-type: none"> a. Thermophile b. Mésothermophile c. Cryophile
	7. Coefficient de continentalité	<ul style="list-style-type: none"> a. Continental b. Ubiquiste c. Sub-océanique
Autres traits	8. Chorologie	<ul style="list-style-type: none"> a. Endémique, subendémique et endémique alpin b. Boréal et arctico-alpin c. Eurasiatique, européen, et atlantique d. Orophyte européen et eurasiatique e. Méditerranéen <i>s.l.</i> médit.-montagnard f. Cosmop, subcosmop., adventices
	9. Statut de protection	<ul style="list-style-type: none"> a. International b. National c. Régional d. Départemental
	10. Préférendum écologique (grands types d'habitats)	<ul style="list-style-type: none"> a. Landes, fourrés b. Pelouses sèches calcicoles c. Pelouses subalpines et alpines d. Pelouses mésophiles, prairies humides et mégaphorbiaies e. Forêts décidues, mixtes f. Forêts résineuses g. Forêts et fourrés alluviaux, marais et sources h. Eboulis i. Rochers et falaises continentaux
	11. Amplitude écologique (grands types d'habitats)	<ul style="list-style-type: none"> a. Un habitat b. Deux habitats c. Trois habitats et plus

Inventaire floristique et cartographie des habitats

Les données floristiques proviennent de la base de données du CBNA de Gap-Charance. Tirant profit des fonctionnalités des SIG, 227 relevés phytocécologiques ont été ensuite collectés selon un échantillonnage probabiliste stratifié. Pour ce faire, nous avons constitué quatre classes de données géoréférencées basées sur la classification des gradients environnementaux (Austin, 1980). La première concerne des gradients indirects ou descripteurs écologiques, à savoir la topographie et ses corrélats (altitude, pente, exposition), la géologie et la lithologie. La seconde traite des gradients directs ou facteurs écologiques, notamment des variables climatiques (rayonnement solaire, température, précipitations, ETP, bilan hydrique, déficit hydrique cumulé). Associés à ces facteurs, les gradients de perturbations (Grime *et al.*, 1988) forment la troisième classe. Ils ont pu être établis pour la charge pastorale et l'exploitation forestière. Enfin la quatrième classe regroupe l'occupation et les usages passés (Ancien Mode d'Occupation du Sol accessible grâce au cadastre napoléonien de 1808) et présents du sol (orthophotographies de 1993). Ils concernent les facteurs historiques des complexes de végétation étudiés. Après croisement spatial de ces quatre classes de données, nous avons retenu 2 544 polygones regroupés en 66 conditions expérimentales représentant chacune une unité fonctionnelle où les communautés végétales ont subi la même histoire d'occupation du sol, la même pression sélective et les mêmes contraintes et stress abiotiques. Un tirage aléatoire de 5 polygones par unité fonctionnelle a été réalisé ; une grille de points a été installée sur ces polygones afin de choisir aléatoirement 227 relevés. 181 relevés (80 %) ont été localisés par GPS (Trimble Geoplotter 3).

Une analyse de la banque de graines du sol a été réalisée pour 32 relevés sélectionnés sur l'ensemble du gradient successional (pelouse, fruticée, forêt récente, forêt ancienne) et de perturbation (pâturé, non pâturé). Les prélèvements du sol ont été réalisés au centre de chaque quadrat (1 m²) par carottage à l'aide d'un cylindre métallique de 5 × 7,5 cm de diamètre. Au total, 28 274 cm³ de sol ont été prélevés, garantissant ainsi un volume suffisant de sol pour estimer la banque de graines du sol (Roberts, 1981). Deux méthodes complémentaires ont été utilisées pour évaluer la banque de graines du sol. La première, basée sur l'émergence, déterminait le nombre de graines capables de germer contenues dans le sol au moment du prélèvement ; l'émergence des plantules ne révélait pas toutes les semences viables du sol, certaines étaient dormantes et le risque de sous-estimation du potentiel de semence pouvait être important. Nous avons donc employé une seconde méthode qui mesurait l'ensemble des graines qu'elles soient vivantes ou non. Après une période de séchage, 96 échantillons ont été concentrés, tamisés et mis en salle de culture. Les terrines (15 × 20 × 5 cm) ont été préparées avec un fond de sable et un mélange tamisé de 50 % de terreau et 50 % de tourbe. Pendant 90 jours, l'ensemble des terrines a été soumis à un régime thermo- et photo-périodique de 16 heures (20 °C/Jour) – 8 heures (10 °C/Nuit). Puis, les terrines ont été placées en chambre froide à 4 °C (obscurité) et 98 % d'humidité relative pendant 32 jours et ont été transférées en salle de culture pendant 30 jours. Enfin elles ont été imbibées pendant 29 jours, tour à tour d'une solution d'acide gibbériellique (AG₃) à 0,05 % et une solution de nitrate de potassium (KNO₃) à 0,2 % (Côme, 1970, 1975 ; Baskin & Baskin, 1998). Quatre terrines témoins ont été installées au hasard dans la salle de culture afin de contrôler toute contamination extérieure. Des repotages successifs ont été parfois nécessaires jusqu'à la floraison pour s'assurer de l'identification. La méthode directe d'estimation se résumait, après tirage aléatoire d'un échantillon par placette (n = 32), à la séparation physique des graines. Après une période de séchage, le lavage, puis des tamisages successifs pour concentration (tamis final de 0,2 mm) ont permis, par examen à la loupe binoculaire, la numération des semences présentes. Un test de fermeté a été employé pour juger de leur viabilité (Thompson *et al.*, 1997 ; Baskin & Baskin 1998). Cette étude de la banque de graines permettra de juger la part de la richesse floristique potentielle, son apport au pool spécifique, et sa valeur patrimoniale.

La cartographie des habitats a été réalisée par l'O.N.F., chargé de la maîtrise d'œuvre et de l'élaboration du document d'objectif pour ce site Natura 2000. La dénomination des grands types d'habitats est issue de CORINE Biotopes (Rameau *et al.*, 1997). Les 227 relevés ont ensuite été croisés avec la carte des habitats sous SIG ArcGis® 8.1, afin de valider le préférendum et l'amplitude écologique pour chacune des espèces.

La nomenclature taxinomique utilisée est celle de l'Index synonymique de la flore de France (Kerguelen & Brisse, 1994).

ANALYSES DES DONNÉES

Le test du χ^2 a été employé pour mesurer l'indépendance entre variables qualitatives (Dagnelie, 1975). Le test exact de Fisher a été employé pour des variables binaires. Après vérification de la normalité des résidus et de l'homoscédasticité, l'ANOVA, suivie de comparaisons multiples de moyenne (L.S.D. de Fischer), a été utilisée pour étudier les relations entre coordonnées factorielles des espèces, leur préférendum écologique et leur valeur patrimoniale. La probabilité de rejeter l'hypothèse nulle est évaluée au seuil α de 0,05 *, 0,01 ** et 0,001 ***. Toutes les analyses inférentielles ont été réalisées sous S-Plus 2000 (MathSoft, 1999).

Pour des raisons liées à l'absence de stratégie d'échantillonnage précise dans la base de données floristique du CBNA, nous avons retenu un poids uniforme égal à 1 pour l'ensemble des espèces. L'Analyse des Correspondances Multiples (ACM) a permis de caractériser les corrélations entre variables qualitatives et d'identifier des groupes sur la base des traits biologiques. Des niveaux d'enjeux patrimoniaux ont pu être ainsi définis, selon les amplitudes géographique et écologique issues de l'ACM. L'adéquation de ces enjeux avec la valeur patrimoniale, le préférendum et l'amplitude écologique a été validée. La hiérarchisation en matière de conservation des habitats a été réalisée selon les groupes biologiques au sein de chaque grand type d'habitat. Les espèces nouvellement inventoriées après échantillonnage probabiliste ont été projetées comme individus supplémentaires, permettant ainsi de leur affecter une valeur patrimoniale et de la discuter. Les analyses multivariées ont été réalisées sous ADE 4 (Thioulouse *et al.*, 1997).

RÉSULTATS

ÉVALUATION PATRIMONIALE GLOBALE

En France la richesse floristique est estimée à 6 067 taxons, dont 1 167 taxons introduits ou cultivés (IFEN, 2002) ; dans les Hautes-Alpes, cette richesse est estimée à 2 567 espèces (Chas, 1994). La base floristique du CBNA recense 849 taxons pour le bassin versant du Petit Buëch dont 107 sont des sous-espèces ; 17,3 % de la flore française est donc présente sur cette superficie de 5 700 ha. Ces 849 taxons se répartissent dans 81 familles, dont sept constituent 50 % de l'effectif ; ce sont respectivement les *Asteraceae*, *Poaceae*, *Fabaceae*, *Rosaceae*, *Ranunculaceae*, *Apiaceae* et *Lamiaceae*. 177 taxons ont un statut de protection ou sont inscrits dans des livres rouges ; 45 taxons sont inscrits dans le livre rouge de la flore menacée de France (tome I et II) et 144 taxons, dans le livre rouge de la région PACA. Au total, 21 % de la flore possède une valeur patrimoniale ; celle-ci se répartit dans 47 familles, dont un tiers chez les *Orchidaceae*, *Asteraceae* et *Apiaceae*. Un peu plus de 2 % de la flore menacée prioritaire de la flore de France se situent dans ce site (Chas, 1994 ; Olivier *et al.*, 1995). Cinq taxons sont endémiques stricts du territoire national ; les éboulis du *Thlaspion rotundifolii* en abritent quatre, respectivement *Carduus aurosicus*, *Galium saxosum*, *Heracleum pumilum*, et *Iberis aurosica* subsp. *aurósica*. Les falaises du *Potentillion caulescentis* accueillent *Saxifraga delphinensis*. Ce bassin versant peut donc être considéré comme un « point chaud de diversité ».

Le spectre chorologique nous indique que la flore du site procède surtout des cortèges européen, orophytique et boréal (Tab. II). Parmi les endémiques, 64,5 % bénéficient d'un statut patrimonial et 40,9 % des endémiques alpines ont un statut patrimonial. Viennent ensuite les orophytes eurasiatiques (28,6 %), les orophytes européennes (25,9 %) et les taxons boréaux (22,5 %). Le tableau II montre un lien hautement significatif entre la chorologie des espèces et leur statut patrimonial ($\chi^2 = 72,19$ d.f. = 13, $P < 0,001$). Les quatre taxons subatlantiques ne bénéficient d'aucun statut patrimonial, alors que leur marginalité chorologique le mériterait, notamment pour *Helleborus viridis*.

TABLEAU II

Spectre chorologique de la flore du bassin versant du Petit Buëch (Hautes-Alpes)

	Nombre de taxons	Dont taxons à valeur patrimoniale	% taxons à valeur patrimoniale
Endémiques	31	20	64,5 %
Endémiques alpins	44	18	40,9 %
Boréaux	102	23	22,5 %
Arctico-alpins	19	3	15,8 %
Européens	175	24	13,7 %
Européens orophytes	166	43	25,9 %
Eurasiatiques	115	21	18,3 %
Eurasiatiques orophytes	21	6	28,6 %
Méditerranéens <i>s.l.</i>	92	11	12,0 %
Méditerranéo-montagnards	45	8	17,8 %
Atlantiques	4	0	0,0 %
Cosmop. Subcosmop., adventices	24	0	0,0 %
Indéterminé	11	0	0,0 %
Total	849	177	

IDENTIFICATION DE GROUPES D'ESPÈCES SUR LA BASE DES TRAITS BIOLOGIQUES

Pour l'analyse, nous avons exclu des types biologiques les épiphytes (*Viscum album*) et les lianes (*Clematis vitalba*, *Clematis alpina*, *Hedera helix*). Après élimination des taxons non renseignés, les trois premières valeurs propres de l'ACM du tableau de traits biologiques (665 espèces × 30 modalités des 8 premiers traits biologiques) sont respectivement égales à 0,357, 0,255 et 0,181. Les traits biologiques montrant les rapports de corrélation les plus élevés avec F1 (Tab. III) sont respectivement l'humidité (0,717), la continentalité (0,481), la nitrophilie (0,422) et dans une moindre mesure l'héliophilie (0,403). Pour F2, ce sont respectivement la thermophilie (0,663) et la chorologie (0,631) ; pour le troisième axe, il s'agit du type biologique (0,452) et du coefficient d'acidité (0,338). Trois groupes biologiques d'espèces peuvent être ainsi distingués sur la base de leurs traits (Tab. IV) : le premier axe oppose un groupe composé d'espèces mésophiles et hygrophiles, sub-océaniques, nitrophiles à mésotrophes et sciaphiles à un groupe composé de xérophiles et mésoxérophiles, continentales et héliophiles. Le second axe oppose des espèces orophytiques, endémiques, boréales et

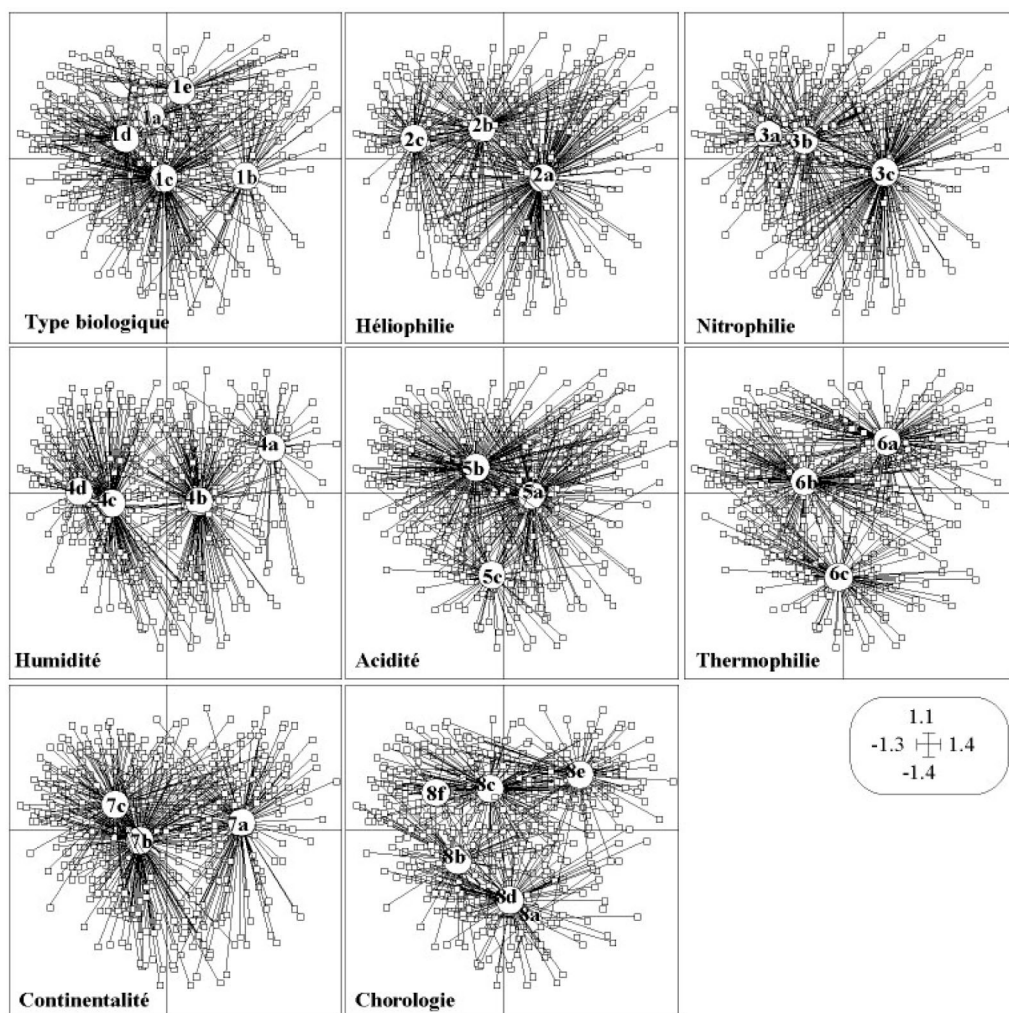


Figure 1. — Ordination des espèces selon les modalités des traits biologiques dans l'Analyse des Correspondances Multiples sur le plan factoriel des axes 1 (horizontal) et 2 (vertical). Pour la signification des chiffres et des lettres, voir tableau I.

cryophiles aux espèces d'origine européenne ou cosmopolite, mésothermophiles et permet de scinder les groupes définis par l'axe 1 (Fig. 1). Les espèces les plus contributives de chaque groupe biologique sont indiquées dans le tableau IV.

TABLEAU III

Rapports de corrélation entre traits biologiques et les coordonnées des espèces

Traits biologiques	ACM		
	F1	F2	F3
1. Type biologique	0,201	0,206	0,452
2. Coefficient d'héliophilie	0,403	0,122	0,102
3. Coefficient de nitrophilie	0,422	0,070	0,117
4. Coefficient d'humidité	0,717	0,089	0,015
5. Coefficient d'acidité	0,132	0,217	0,338
6. Coefficient de thermophilie	0,224	0,663	0,006
7. Coefficient de continentalité	0,481	0,041	0,217
8. Chorologie	0,280	0,631	0,207

TABLEAU IV

Principaux groupes biologiques issus de l'ACM de la matrice des traits biologiques

Groupes biologiques	Espèces caractéristiques
Groupe I : taxons xéro à mésoxérophiles, continentaux, héliophiles, d'origine européenne ou méditerranéenne, méso à thermophiles (n = 193)	<i>Artemisia alba</i> <i>Artemisia chamaemelifolia</i> <i>Astragalus monspessulanus</i> <i>Coronilla minima</i> <i>Linaria supina</i> <i>Ononis cristata</i> <i>Salvia pratensis</i> <i>Stipa pennata</i>
Groupe II : taxons méso à hygrophiles, méso à nitrophiles, sciaphiles, ou de demi-ombre, d'origine européenne et mésothermophiles (n = 185)	<i>Aegopodium podagraria</i> <i>Aruncus dioicus</i> <i>Epilobium montanum</i> <i>Galium odoratum</i> <i>Heracleum sphondylium</i> <i>Paris quadrifolia</i> <i>Sanicula europaeus</i> <i>Viola reichenbachiana</i>
Groupe III : taxons méso à mésoxérophiles, oligotrophes, héliophiles, d'origine orophyte européenne ou boréale et cryophiles (n = 287)	<i>Arnica montana</i> <i>Leontopodium alpinum</i> <i>Nardus stricta</i> <i>Pulsatilla alpina</i> <i>Rumex scutatus</i> <i>Saxifraga exarata</i> <i>Sedum anacampseros</i> <i>Senecio doricum</i>

RELATIONS ENTRE LES GROUPES BIOLOGIQUES D'ESPÈCES, LEUR PRÉFÉRENDUM,
L'AMPLITUDE ÉCOLOGIQUE ET LEURS VALEURS PATRIMONIALES

Le groupe I composé d'espèces xéro à mésoxérophiles, héliophiles, continentales et mésothermophiles à thermophiles est un groupe sténoèce, c'est-à-dire occupant des niches écologiques étroites. Son amplitude géographique est large puisque ces espèces sont exclusivement d'origine européenne, méditerranéenne et méditerranéo-montagnarde ; nous le qualifierons de eurytope (Tab. IV). Le groupe II se compose d'espèces également à tendance sténoèce, mais avec des niches écologiques opposées au groupe I ; de même son amplitude géographique est large puisque centrée sur les éléments européens. A l'opposé le groupe III se compose d'espèces sténotopiques puisque exclusivement d'origine boréale ou des montagnes européennes, occupant des niches écologiques étroites (Tab. IV).

La relation entre les groupes biologiques d'espèces et le préférendum écologique est hautement significative pour les axes 1 et 2 ($F = 66,83$, $P < 0,0001$ et $F = 53,84$, $P < 0,0001$). L'axe 1 oppose les forêts mixtes, alluviales, les landes, les pelouses mésophiles et les mégaphorbiaies aux pelouses calcicoles, subalpines, éboulis et falaises. L'axe 2 oppose les forêts résineuses, les pelouses subalpines, les éboulis et falaises aux autres habitats. Les comparaisons multiples de moyennes (PLSD Fisher, $P < 0,05$) sont toutes significatives. Chaque groupe biologique s'inscrit dans des types d'habitats déterminés (Fig. 2). Le groupe I a pour préférendum les pelouses calcicoles. Les landes, forêts mixtes et riveraines, et les pelouses mésophiles, humides et mégaphorbiaies sont le préférendum du groupe II. Le groupe III se positionne dans les éboulis, les falaises, les pelouses subalpines et les forêts résineuses. La projection des variables supplémentaires du préférendum écologique confirme les liens indiqués entre groupes biologiques et préférendum (Fig. 2).

Les amplitudes écologiques diffèrent significativement entre groupes biologiques ($\chi^2 = 13,41$ d.f. = 4, $P = 0,009$). Le groupe I présente le plus fort taux de sténoèces (22,2 %). Il est suivi par le groupe III avec 16,2 %. Ce dernier a 44,6 % d'espèces mésoèces contre 36,1 % pour le groupe II. Ce dernier présente le plus fort taux d'euryèces, avec 51,2 % d'espèces.

L'axe 3 s'étalonne sur les 4 niveaux de valeurs patrimoniales ($F = 9,64$, $P < 0,0001$). Cet axe oppose les taxons avec un statut de protection à ceux qui n'en ont pas. Les espèces à valeur patrimoniale s'ordonnent sur l'axe 3, respectivement à statut de protection de niveau international, départemental, régional, national. Cependant les comparaisons multiples de moyennes sont uniquement significatives entre les statuts de protection départemental et régional, et entre ce dernier et le statut international. L'axe 3 de l'ACM s'explique également par l'amplitude écologique ($F = 9,78$, $P < 0,0001$). Il oppose les espèces se trouvant dans plus de trois habitats aux autres (PLSD Fisher, $P < 0,05$).

Le lien entre groupes biologiques et valeurs patrimoniales est significatif ($\chi^2 = 20,90$ d.f. = 8, $P = 0,007$). Le groupe I contient 10 % d'espèces patrimoniales, le groupe II, 22,7 % et le groupe III, 23 %. Ce dernier renferme 3,5 % d'espèces de valeur patrimoniale nationale contre respectivement 1,6 % dans le groupe II et 1,5 % dans le groupe I. Le groupe II a le plus fort taux d'espèces à valeur internationale (4,9 %), uniquement des *Orchidaceae* inscrites à la convention de Washington. Le groupe III ne contient que 2,4 % d'espèces à valeur internationale, parmi lesquelles *Aquilegia alpina* et *Cypripedium calceolus* inscrites aux annexes II et IV de la directive « Habitats ».

L'ensemble de ces liens permet le classement du groupe biologique III comme le pool spécifique à haute valeur patrimoniale, c'est-à-dire prioritaire. Le groupe biologique II constitue un pool spécifique avec un enjeu fort. Le groupe biologique I se positionne sans enjeu patrimonial marqué (Tab. V). Le groupe biologique III est d'autant plus important à considérer que ses éléments arctico-alpins et boréaux jouent un rôle discret dans les montagnes méditerranéennes (Quézel, 1995).

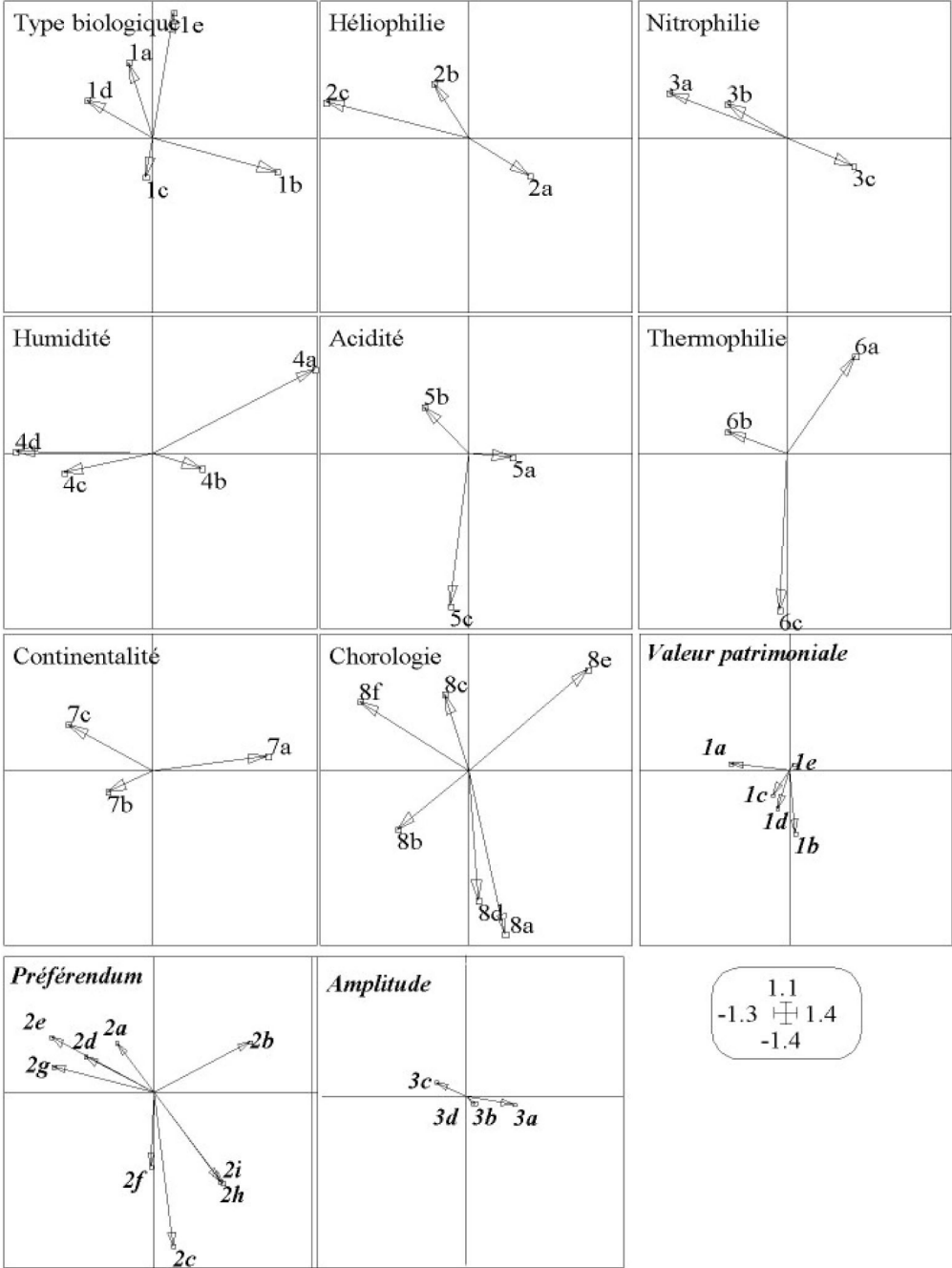


Figure 2. — Ordination des modalités des traits biologiques dans l'Analyse des Correspondances Multiples sur le plan factoriel des axes 1 (horizontal) et 2 (vertical) et projection comme variables supplémentaires du statut de protection, du préférendum et de l'amplitude écologique (en gras).

TABLEAU V

Hiérarchisation des habitats d'après les groupes biologiques et leurs enjeux patrimoniaux

Grands types d'habitats	Hiérarchie	Groupes biologiques (enjeux patrimoniaux)	Surface totale (%)	Habitats prioritaires (%)	Statut de protection (%)
Pelouses subalpines et alpines	A	III (prioritaire)	25,8	1,0	20
Forêts résineuses	B	III (prioritaire)	6,4	1,2	5
Forêts et fourrés alluviaux, marais et sources	B	II (fort)	0,1	97,0	0
Forêts décidues, mixtes	C	II (fort)	27,0	18,6	24
Éboulis	D	III (prioritaire)	6,5	0,0	12
Rochers et falaises continentaux	D	III (prioritaire)	1,0	0,0	7
Pelouses sèches calcicoles	E	I (nul)	16,9	0,0	18
Landes, fourrés	F	II (fort)	12,2	0,0	7
Pelouses mésophiles, prairies humides et mégaphorbiaies	F	II (fort)	1,0	0,0	7
Autres (Plantations, villages, indéterminé)			2,3	0,0	

HIÉRARCHISATION DES ENJEUX POUR LA CONSERVATION DES HABITATS

Trois grands types d'habitat occupent 69,7 % de la superficie du bassin versant du Petit Buëch (Fig. 3). Il s'agit respectivement des forêts décidues et mixtes (27,0 %), des pelouses subalpines et alpines (25,8 %) et des pelouses calcicoles et matorrals méditerranéens (16,9 %) (Tab. V) ; 0,3 % de la surface n'a pu être cartographié. Les plantations résineuses, principalement des reboisements R.T.M., représentent 1,9 % de la surface (Fig. 3).

Sur la base des liens entre préférendum écologique et groupes biologiques, les forêts décidues et mixtes, les pelouses calcicoles et subalpines renferment 62 % des espèces ayant une valeur patrimoniale ; 5,8 % des espèces appartenant aux habitats forestiers ont un statut de protection international ou national, contre 8,7 % des espèces inféodées aux habitats ouverts de pelouses. La grille de lecture basée sur le modèle multivarié obtenu par ACM permet d'assigner, par grands types d'habitats, des ordres de priorité en matière de conservation (Tab. V) ; ceux-ci sont pondérés par leur extension spatiale et le pourcentage d'habitat prioritaire au sens de la directive « Habitats ».

Les pelouses subalpines et alpines constituent le premier niveau hiérarchique (A), compte tenu de l'assemblage de leurs flores sténoèces et sténotopes. De plus, 20 % des espèces ont un statut de protection ; elles sont sujettes à compétition suite à une recolonisation ligneuse rapide par le Mélèze et le Pin à crochets (Marage, 2004). Les forêts alluviales, marais et sources et forêts résineuses se placent en deuxième position dans la hiérarchie (B) ; 97 % de la surface des forêts alluviales, marais et sources sont en effet classés parmi des habitats prioritaires. Il s'agit des forêts galeries à *Alnus incana*, des gravières à *Epilobium dodonei* et des sources pétrifiantes à *Cratoneuron* ; ces habitats forment une mosaïque dont la dynamique est dictée par les variations du niveau d'étiage et du régime hydrique. Leur extension spatiale linéaire constitue un corridor écologique avec les habitats adjacents.

Les éboulis et les falaises se placent en quatrième position (D). Seules des perturbations de nature physiographique pourraient menacer la conservation de ces habitats. Cependant il faut éviter l'introduction d'espèces invasives. En effet les plantes d'éboulis et falaises, espèces sténoèces, ne sont pas en mesure de supporter la compétition interspécifique ; la recolonisation de leurs habitats par le Pin noir d'Autriche et le Pin à crochets issus des reboisement RTM pourrait constituer, à ce titre, une réelle menace.

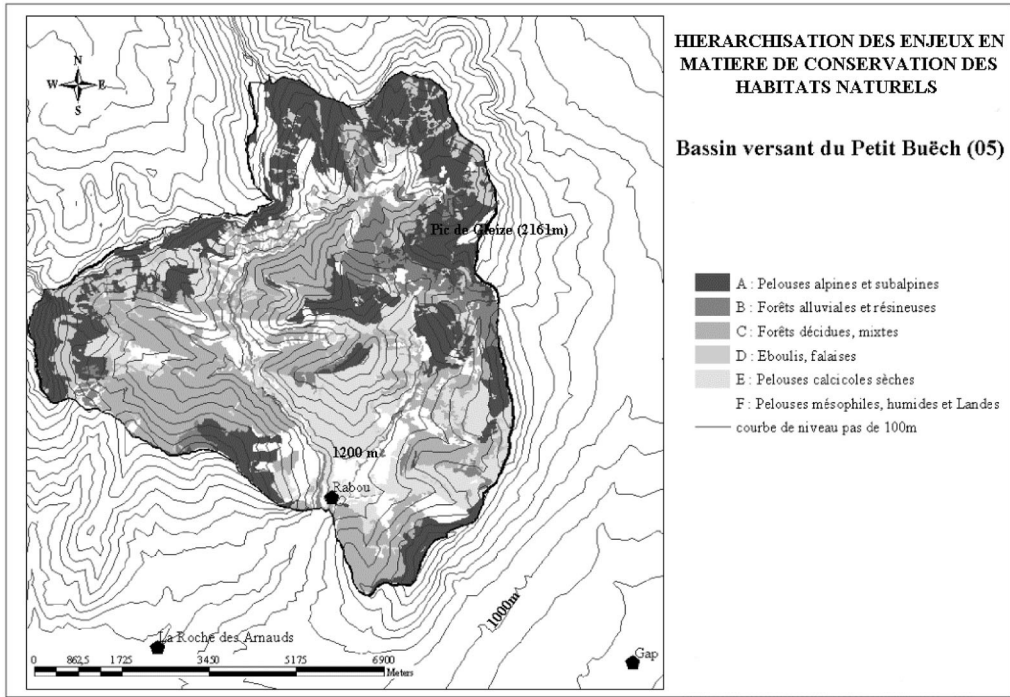


Figure 3. — Carte des enjeux de conservation des habitats naturels dans le bassin versant du Petit Buëch (Hautes-Alpes).

VALIDATION DU MODÈLE MULTIVARIÉ PAR UN ÉCHANTILLONNAGE PROBABILISTE

Les 227 relevés ont permis d'observer 552 taxons dont 72 ont une valeur patrimoniale, soit 40 % de la flore patrimoniale du bassin versant ; 57 taxons supplémentaires viennent s'ajouter aux 849 de la base de données du CBNA soit un gain taxinomique de 6,7 %. Parmi eux il faut signaler la première mention de la Lathrée écaillée (*Lathraea squamaria*) pour le département des Hautes-Alpes. La Gesse à feuilles étroites (*Lathyrus setifolius*), thérophyte euryméditerranéenne, réalise ici un « bond » de 500 m en altitude et de 30 km en latitude par rapport aux données du CBNA ; elle est signalée comme rare par Chas (1994). Cet apport vient également, en partie, de l'analyse de la banque de graines du sol (Marage, 2004). Douze taxons exprimés dans la banque de graines ne figurent pas dans la base de données du CBNA pour ce site. Il s'agit de *Cerastium fontanum*, *Dipsacus fullonum*, *Fallopia convolvulus*, *Galium timeroyi*, *Juncus effusus* et *J. inflexus*, *Lamium maculatum*, *Molinia caerulea*, *Reseda phyteuma*, *Sonchus asper*, *Veronica persica* et *V. serpyllifolia*. Ce sont des espèces dont la plupart sont rudérales et pionnières, à très large amplitude géographique, excepté pour *Galium timeroyi*. La valeur patrimoniale de la flore des banques de graines est faible, excepté pour *Galium timeroyi*, endémique française, inscrite au livre rouge de la flore menacée de France (tome II) (Olivier *et al.*, 1995).

Les tables de contingence croisée entre le préférendum et l'amplitude écologique des espèces communes à la base de données des traits biologiques et celles issues des 227 relevés, sont significatives pour le préférendum ($\chi^2 = 13,41$ d.f. = 4, $P = 0,009$) et pour l'amplitude écologique ($\chi^2 = 9,18$ d.f. = 4, $P = 0,05$). Pour le préférendum, seules les forêts mixtes et décidues (91 %), les pelouses subalpines (68 %) et les pelouses calcicoles (47 %) offrent des taux de bien classés significatifs. Pour l'amplitude, seules les espèces présentes dans plus de trois habitats (euryèces) présentent 73 % de bien classés.

La projection des espèces nouvellement inventoriées en individus supplémentaires sur le plan factoriel de l'ACM (Fig. 4) permet de quantifier leur valeur patrimoniale. La plupart des espèces ainsi que celles issues de la banque de graines du sol se situent au centre du plan factoriel, donc avec des amplitudes et des préférences écologiques larges, eurytopiques et euryéciques. En revanche, les espèces comme *Lathraea squamaria* dans le groupe I, *Centaurea uniflora* subsp. *nervosa* pour le groupe II et *Lathyrus setifolius* et *Biscutella cichoriifolia* pour le groupe IV, se caractérisent par des coordonnées proches des extrêmes. Ces espèces peuvent contribuer à la définition des groupes en présentant des modalités de traits biologiques représentatifs.

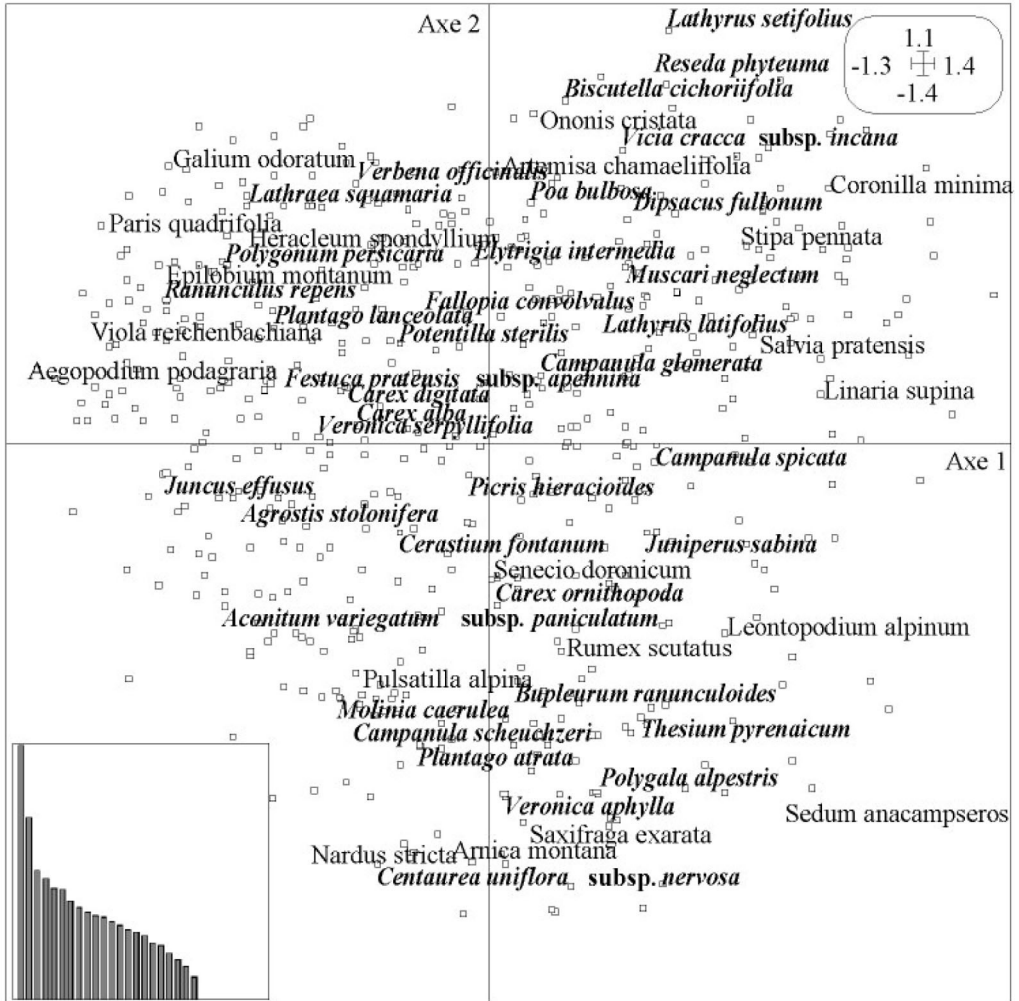


Figure 4. — Projection des espèces ($\cos^2 > 0,5$) et projection en individus supplémentaires des espèces rencontrées après échantillonnage probabiliste (en italique gras) dans le plan factoriel des axes 1 et 2 de l'Analyse des Correspondances Multiples.

DISCUSSION

DÉMARCHE CONCEPTUELLE ET MÉTHODOLOGIQUE

L'évaluation conduite ici repose sur des variables qualitatives extraites de bases de données sur les traits de vie des espèces. Cette démarche méthodologique est reproductible, quelle que soit l'échelle considérée. Toutefois, la pertinence de telles bases repose, d'une part, sur la vérification des sources d'erreurs à tous les niveaux (erreurs nomenclaturales, doublons...) et, d'autre part, sur une bonne adéquation entre le site étudié et l'étendue géographique de la base de données. Travailler et baser l'évaluation patrimoniale au niveau infra-spécifique requièrent par ailleurs de réelles compétences botaniques, nécessitant des collaborations étroites avec les conservatoires botaniques nationaux.

Notre analyse a porté sur des variables qualitatives ou semi-quantitatives. Le passage d'une évaluation qualitative à une évaluation quantitative, mené dans un cadre probabiliste grâce à la géomatique pourrait être rapidement envisagé. Seule une approche probabiliste est capable d'estimer l'effectif d'une population (Frontier, 1983). La précision de localisation des relevés par GPS, la mise à disposition de facteurs écologiques spatialisés comme le rayonnement solaire global, les températures et les précipitations (Benichou & Le Breton, 1987), permettent de déterminer des habitats potentiels puis de les valider par des approches expérimentales.

Des efforts théoriques restent néanmoins à fournir afin de mieux appréhender la dynamique des populations et leurs variabilités génétiques dans des habitats spatialement structurés. Cette variabilité spatio-temporelle de la végétation nous rappelle qu'un inventaire ne peut jamais prétendre à l'exhaustivité. Il est plus approprié de parler d'un « état des lieux à l'instant t ». Les bases théoriques et méthodologiques qui viennent d'être proposées nous indiquent l'ampleur et l'étendue de la tâche à venir : déterminer et prédire, au sein des habitats, la persistance taxinomique et son statut patrimonial dans un environnement fluctuant.

APPROCHE NATURALISTE VERSUS APPROCHE PROBABILISTE

L'inventaire floristique, bâti dans un cadre probabiliste, a permis de cerner efficacement la richesse taxinomique du territoire considéré, puisque 65 % de la flore en a été recensée. L'ajout de 6,7 % d'espèces à la base de données floristiques du CBNA est loin d'être négligeable ; il apporte en plus une espèce nouvelle pour le département et améliore la connaissance autécologique des espèces.

Dans un cadre probabiliste, le choix des strates d'échantillonnage est capital. Les milieux humides, les éboulis et falaises subalpines ont été volontairement écartés de notre plan d'échantillonnage compte tenu de la problématique (Marage, 2004). Il était donc peu probable de recenser les endémiques strictes du territoire national inféodées à ces habitats. En revanche, l'approche naturaliste n'a pas échantillonné et prospecté dans les milieux humides puisque la base du CBNA ne contient que très peu d'espèces inféodées à ces habitats. La simple curiosité botanique aurait pu éviter ce biais. Un rapide inventaire (orienté et totalement subjectif) laisse à penser que la richesse taxinomique du bassin versant du Petit Buëch pourrait encore s'accroître avec la présence de *Parnassia palustris*, *Pinguicula vulgaris*, *Lotus maritimus*, *Eriophorum latifolium* associées aux bas-marais alcalins et aux sources tuffeuses pétrifiantes.

Les données floristiques compilées sont le plus souvent issues d'un matériau disparate, accumulé au fil du temps par des générations de naturalistes, et sans réels soucis futurs d'une gestion optimisée. Les herbiers, florules, flores locales accumulés sur un espace géographique donné sont des sources inestimables de connaissance. Cependant nous nous demandons si cette approche intuitive du « trouver d'abord, chercher ensuite » est compatible avec une approche probabiliste du « chercher d'abord, et trouver ensuite ». Par définition, les taxons à haute valeur patrimoniale occupent les premiers niveaux de rareté. Or, un échantillon pris dans une population (au sens statistique) représente mal un événement rare. L'événement est tributaire de fluctuations aléatoires, d'où des probabilités de rencontre très faibles. Des difficultés méthodologiques pour évaluer correctement de telles populations sont donc inévitables, puisque l'aléatoire ne se maîtrise pas.

Néanmoins approche naturaliste et probabiliste se complètent puisqu'il faut disposer de la connaissance empirique des naturalistes pour bâtir des théories. Ensuite la validation de ces théories peut se développer dans un cadre probabiliste établi.

CONCLUSION : VERS LA CONSERVATION ET LA GESTION DES HABITATS NATURELS

L'évaluation patrimoniale présentée nous a permis « d'objectiver » les enjeux en matière de conservation des habitats, selon une grille de lecture basée sur des groupes biologiques d'espèces. Nous voudrions simplement rappeler les trois grands axes de notre démarche afin de rendre crédible la réalité et les enjeux de la conservation de la biodiversité végétale auprès des acteurs et décideurs locaux.

Le site d'étude étant fixé, le premier axe s'attache à constituer des bases de données et à recueillir des informations spatialisées. Un préalable indispensable est de recourir aux Systèmes d'Information Géographique qui serviront de plate-forme pour le recueil, la gestion et le traitement des bases de données car *in fine* il s'agit d'une démarche finalisée vers la mise au point d'outils d'aide à la décision en matière de gestion durable du territoire. Cette démarche passe notamment par la restitution sous forme de cartes thématiques.

Les bases de données sur les traits biologiques tendent à se généraliser et dans le cadre d'échanges contractuels ou non, elles restent largement accessibles. Les données floristiques sont disponibles auprès de la plupart des conservatoires botaniques nationaux qui éditent régulièrement des atlas départementaux ou régionaux. Les cartes des grands types d'habitats naturels sont disponibles, pour tous les sites du réseau Natura 2000, auprès de la majeure partie des parcs naturels régionaux et des parcs nationaux. A défaut, il est possible d'utiliser tous documents cartographiques relatifs à l'occupation de l'espace.

Le deuxième axe de notre démarche repose sur le traitement et l'analyse des bases de données. Un premier croisement entre le contour du site et la base de données floristiques permet de définir le pool spécifique. Ensuite, une extraction des traits biologiques est réalisée à partir de cette liste d'occurrence d'espèces. Cette matrice (espèces × traits) est traitée par une analyse multivariée appropriée (ACM) et permet respectivement de définir des groupes biologiques et de mesurer leur amplitude et préférendum écologique. Il faut s'assurer ensuite de la validité du pool spécifique et de ses attributs par un échantillonnage probabiliste dont l'appréciation de la charge financière est du ressort du donneur d'ordre.

Cette validation étant considérée comme correcte, la hiérarchisation des enjeux selon la grille de lecture définie (valeur écologique et patrimoniale des groupes biologiques constitués, surface totale des grands types d'habitats, % d'habitats prioritaires) est établie ; une restitution cartographique synthétique est alors possible et permet de discuter, sur des bases rendues solides, des propositions de gestion.

Dans notre cas l'ordination sur l'axe 3 de l'ACM des différents statuts de protection en lien avec les groupes biologiques laisse à penser que les réglementations de niveau international priment la valeur éthique et esthétique au détriment de considérations d'ordre biologique, notamment celle de la dynamique des populations. Les statuts de protection nationaux et régionaux sont alors les plus pertinents pour poser les bases en matière de gestion et de conservation des habitats ; ces outils législatifs et réglementaires permettent d'asseoir la légitimité des actes de gestion et de conservation. Or de Klemm (1995) démontre que ces outils se révèlent peu opérationnels dans le cadre de la gestion conservatoire et la démarche contractuelle doit être plutôt privilégiée ; celle-ci passe par le maintien ou le rétablissement d'activités anthropiques ayant su préserver, voire créer jusqu'à présent la valeur patrimoniale des habitats et des espèces associées, notamment dans les pelouses en voie de recolonisation ligneuse (Alard *et al.*, 1998 ; Barbaro *et al.*, 2004 ; Bobbink & Willems, 1987 ; Dutoit, 1995 ; Krahulec *et al.*, 2001 ; Willems, 2001).

Toutefois les mesures conservatoires doivent rester cohérentes en termes de faisabilité économique. Dans les habitats forestiers, les itinéraires sylvicoles préconisés (Rameau & Chevallier, 2001) ne portent pas préjudice à la rentabilité économique, mais constituent le minimum exigible pour le maintien des habitats dans des états de conservation favorables.

Ces itinéraires de gestion n'ont pas recours nécessairement à des mesures contractuelles. Pour les forêts alluviales définies dans notre cas comme un des enjeux prioritaires, leur pérennité est tributaire de la dynamique de l'hydrosystème. Toute modification de cette dernière, par des activités humaines mal maîtrisées, peut remettre en cause leur persistance taxinomique et écologique (Bravard *et al.*, 1986 ; Girel & Manneville, 1998).

Dans les habitats agropastoraux subalpins, qui figurent ici parmi les enjeux prioritaires, la voie contractuelle doit être privilégiée. Ces habitats forment une mosaïque qui entretient des liens dynamiques interdépendants et la gestion doit s'appliquer à l'ensemble de cette mosaïque. Or, face à la déprise pastorale, un déséquilibre s'instaure entre ces différents éléments. Le caractère dynamique et pionnier de certains résineux fait peser de réelles menaces sur la pérennité de ces habitats.

Chaque problématique de conservation est unique en fonction de l'environnement et des hommes qui gèrent et utilisent l'espace. La démarche d'inventaire biologique peut être réalisée, dans un premier temps, indépendamment des acteurs locaux. En revanche la revendication de l'usage de la nature tel un bien commun conduit à une redéfinition et à une délimitation des responsabilités sur l'espace. La pierre d'achoppement réside alors dans la maîtrise du foncier. Les objectifs de gestion doivent être énoncés en tenant compte de leur faisabilité socio-économique. *In fine* la concertation est indispensable pour que les itinéraires techniques soient réalisables et acceptés par tous. Pour laisser la porte ouverte au dialogue, la gestion intégrée des habitats passe nécessairement par la hiérarchisation des enjeux.

REMERCIEMENTS

Que J.-Cl. Gégout trouve ici l'expression de nos vifs remerciements pour ses suggestions à propos de cet article, auxquelles viennent s'ajouter celles de deux relecteurs anonymes. Nous tenons également à remercier Bruno Tessier du Cros, chargé de mission Natura 2000 à l'Office National des Forêts, pour la fourniture de la carte des habitats naturels, ainsi que le service de cartographie du Conservatoire Botanique Alpin de Gap-Charance pour l'accès à sa base de données floristiques.

RÉFÉRENCES

- AUSTIN, M.P. (1980). — Searching for a model for use in vegetation analysis. *Vegetatio*, 42: 11-21.
- ALARD, D., POUDEVIGNE, I., DUTOIT, T. & DECAËNS, T. (1998). — Dynamique de la biodiversité dans un espace en mutation. Le cas des pelouses calcicoles de la basse vallée de la Seine. *Acta. Oecol.*, 19: 275-284.
- BASKIN, C.C. & BASKIN, J.M. (1998). — *Seeds. Ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. Academic Press, New-York.
- BARBARO, L., DUTOIT, T., ANTHELME, F. & CORCKET, E. (2004). — Respective influence of habitat conditions and management regimes on prealpine calcareous grasslands. *J. Envir. Manag.*, 72: 261-275.
- BENICHO, P. & LE BRETON, O. (1987). — Prise en compte de la topographie pour la cartographie des champs pluviométriques statistiques. *La météorologie*, 19: 25-42.
- BOBBINK, R. & WILLEMS, J.H. (1987). — Increasing dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grasslands: a threat to a species-rich ecosystem. *Biol. Cons.*, 40: 301-314.
- BRAVARD, J.P., AMOROS, C. & PAUTOU, G. (1986). — Impact of civil engineering works on the successions of communities in a fluvial system. *Oikos*, 47: 92-111.
- CHAS, E. (1994). — *Atlas de la flore des Hautes-Alpes*. Louis Jean, Gap.
- CÔME, D. (1970). — *Les obstacles à la germination*. Masson, Paris.
- DAGET, P. & GODRON, P. (1982). — *Analyse de l'écologie des espèces dans les communautés*. Masson, Paris.
- DAGNELIE, P. (1975). — *Théorie et méthodes statistiques. Applications agronomiques*. Presses agronomiques de Gembloux.
- DUTOIT, T. (1995). — *Successions végétales secondaires des pelouses calcicoles de Haute-Normandie : approche multi-niveaux et gestion conservatoire*. Thèse de doctorat, Université de Rouen.
- ERIKSSON, O. (1993). — The species pool hypothesis and plant community diversity. *Oikos*, 68: 371-374.
- FIERS, V. (1999). — Inventaire et évaluation des plantes menacées dans le réseau des réserves naturelles de France. *Bull. Soc. Bot. Centre Ouest*, 19: 43-60.
- FRONTIER, S. (1983). — *Stratégie d'échantillonnage en écologie*. Masson, Paris.
- GIREL, J. & MANNEVILLE, O. (1998). — Present species richness of plant communities in alpine stream corridors in relation to historical river management. *Biol. Cons.*, 85: 21-33.
- GRIME, J.P., HODGSON, J.G. & HUNT, R. (1988). — *Comparative plant ecology: a functional approach to common British species*. Unwin Hyman, London.

- IFEN (2002). — *L'environnement en France - Edition 2002*. Ifen/La Découverte, Paris.
- KERGUÉLEN, M. & BRISSE, H. (1994). — *Index synonymique de la flore de France*. Muséum National d'Histoire Naturel, Secrétariat de la faune et de la flore, Paris.
- DE KLEMM, C. (1995). — Aperçu sur les mesures réglementaires de conservation de la flore en Méditerranée. *Ecologia mediterranea*, 21: 313-323.
- KRAHULEC, F., SKALOVA, H., HERBEN, T., HADINCOVA, V., WILDOVA, R. & PECHACKOVA, S. (2001). — Vegetation changes following sheep grazing in abandoned mountain meadows. *Appl. Veget. Sc.*, 4: 97-102.
- LANDOLT, E. (1977). — *Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora*. ETH, Zürich.
- MARAGE, D. (2004). — *Déterminisme, dynamique et modélisation spatiale de la diversité floristique dans un contexte de déprise pastorale. Application à la gestion durable des espaces montagnards sous influence méditerranéenne*. Thèse de doctorat, ENGREF.
- MATHSOFT, I. (1999). — *S-Plus 2000, Guide to Statistics (I)*. MathSoft, Inc., Washington, USA.
- OLIVIER, L., GALLAND, J.-P. & MAURIN, H. (1995). — *Livre rouge de la flore menacée de France. Tome I : espèces prioritaires*. Muséum National d'Histoire Naturelle, Service du patrimoine naturel, Paris.
- OST, F. (1995). — *La Nature hors la loi*. La découverte, Paris.
- OZENDA, P. (1985). — *La végétation de la chaîne alpine dans l'espace montagnard européen*. Masson, Paris.
- PIGNATTI, S. (1982). — *Flora d'Italia*. Edagricole, Bologna.
- QUEZEL, P. (1995). — La flore du bassin méditerranéen : origine, mise en place, endémisme. *Ecologia mediterranea*, 21: 19-39.
- RABINOWITZ, D., CAIRNS, S. & DILLON, T. (1986). — Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. Pp. 182-204, in: M.E. Soulé (ed.). *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, USA.
- RAMEAU, J.C. (1992). — Dynamique de la végétation à l'étage montagnard dans les Alpes du sud. Première approche des hêtraies-sapinières. Les applications possibles au niveau de la gestion. *Rev. For. Fr.*, 44: 393-413.
- RAMEAU, J.C., BISSARDON, M. & GUIBAL, L. (1997). — *CORINE Biotopes, types d'habitats français*. ENGREF, Nancy.
- RAMEAU, J.C. & CHEVALLIER, H. (2001). — *Cahiers d'habitats. Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Habitats forestiers Tome I, vol 2*. La documentation française, Paris.
- RAMEAU, J.C., MANSION, D. & DUMÉ, G. (1993). — *Flore forestière française*. Institut pour le Développement Forestier, Dijon.
- ROBERTS, H.A. (1981). — Seed bank in soil. Pp. 1-55, in: T.H. Coaker (ed.). *Advances in applied biology*. Academic Press, London.
- THIOULOUSE, J., CHESEL, D., DOLÉDEC, S. & OLIVIER, J.M. (1997). — ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing*, 7: 75-83.
- THOMPSON, K., BAKKER, J.P. & BEKKER, R.M. (1997). — *The soil seed banks of north west Europe: methodology, density and longevity*. Cambridge University Press, Cambridge.
- WILLEMS, J.H. (2001). — Problems, approaches, and results in restoration of dutch calcareous grassland during the last 30 years. *Restor.Ecol.*, 9: 147-154.